

DBG



MITTEILUNGEN

DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

DBG · Band 107 / Heft 1 · 2005 · ISSN - 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

MITTEILUNGEN

der

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

Band 107

2005

ISSN – 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

**REFERATE / POSTER
der gemeinsamen Veranstaltung der Arbeitskreise „Bodenökologie“ und
„Ökosystemforschung“ der GfÖ
mit der AG „Bodenökologie“ und der Kommission III der DBG
22. und 23. März 2005, Kassel-Witzenhausen**

**REFERATE / POSTER
Jahrestagung 2005 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
02. bis 09. September 2005 in Marburg**

Band 107

Heft 1

2005

INHALT

Band 107, Heft 1

Referate der gemeinsamen Veranstaltung der Arbeitskreise „Bodenökologie“ und „Ökosystemforschung“ der GfÖ mit der AG „Bodenökologie“ und der Kommission III der DBG 22. und 23. März 2005, Kassel-Witzenhausen

APPUHN, A.; R.G. JÖRGENSEN	Die Bestimmung von Aminosuckern an Wurzeln und Böden mit HPLC	3-4
BEDANO, J.C.; A. RUF	The Community Structure of Soil Mites in Four Different Management Systems with Different Types of Vegetation Composition in Agroecosystems of the Subhumid Pampa (Argentina)	5-6
EISENHAUER, N.; S. SCHEU	Invasion europäischer Lumbriciden in einen kanadischen Espenwald: Auswirkungen auf Bodenchemie, Mikroflora, Bodenmesofauna und Vegetation	7-8
JÜSCHKE, E.; B. MARSCHNER	Increase of Bacterial Activity through Effluent Irrigation in Israeli Soils	9-10
MUHAMMAD, S.; T. MÜLLER; R.G. JÖRGENSEN	Interaktionen von Kompost und Tripel-Superphosphat auf das Wachstum von Mais (<i>Zea Mays</i>) in einem salinen pakistanischen Boden	11-12
PARTSCH, S.; A. MILCU; S. SCHEU	Einfluss von Regenwürmern und Collembolen auf Pflanzenperformance	13-14
POTTHOFF, M.;	Fate of Nitrogen Derived from Wheat and Oil Seed Rape Residues – Clean Plowing vs Chisel Plowing -	15-16
H.-H. STEINMANN; F. BEESE	Adenylatgehalte als Instrument zur Ermittlung der Biotoxizität von Substanzen in Böden	17-18
RAUBUCH, M.; A. CAMPOS; R.G. JÖRGENSEN	Diversität und Aktivität von autotrophen Bodenbakterien: Untersuchungen mit klassischen und molekulargenetischen Techniken	19-20
DRAŽENKA, S.; S. STEIN; I. PATTIS; M. SCHMID; A. HARTMANN		

Referate und Posterpräsentationen der Jahrestagung 2005 der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

02. bis 09. September 2005, Marburg

Referate, Poster Kommission I

BECHER, H.H.	Auswirkung von Reifenbreite, Spurbreite und Radstand auf die Druckverteilung unter einem landwirtschaftlichen Fahrzeug	23-24
BECHTHOLD, I.; M.A. YOUSSEF; S. KÖHNE; B. LENNARTZ; R.W. SKAGGS	Stickstoffdynamik eines gedrähten Marschbodens in Nordwestdeutschland: Langjährige Untersuchungen und numerische Modellierung	25-26
BUCZKO, U.; O. BENS; R.F. HÜTTL	Quantifizierung von Hydrophobie und ihrer kleinskaligen Variabilität in sandigen Waldböden mit der Wassertröpfchenmethode und Goniometermessungen	27-28
DEC, D.; D.; R. HORN	Auswirkung von Wassergehalt und Lagerungsdichte auf bodenthermische Eigenschaften	29-30
DÖRNER, J.; R. HORN	Anisotropie von Porenfunktionen	31-32
DUTTMANN, R.; K. SUMFLETH	Räumliche Variabilität ausgewählter Bodeneigenschaften von Reiskulturlandschaften in SE-China unter Anwendung von morphometrischen und radio-metrischen Analysetechniken	33-34

EICKHORST, T.; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	Charakterisierung der Mikrostruktur und mikrobiellen Populationen von Reisböden in China	35-36
EINECKE, M.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	Simulation hydraulischer Prozesse in einem kohlehaltigen Kippbodensubstrat mit zwei Porenregionen	37-38
FAZEKAS, O.; R. HORN; S. HAMANN	Bodenstabilitätsänderung unter schweren landwirtschaftlichen Maschinen bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungen	39-40
FRUHNER, K.; R. HORN; H. FLEIGE	Auswirkung der Gefügestabilität als steuernde Größe für die Bodenerosion durch Wasser unter konventioneller und konservierender Bewirtschaftung eines Olivenhaines in Südspanien	41-42
GEBHARDT, S.; H. FLEIGE; R. HORN	Veränderung des Porensystems unterschiedlicher Böden nach mechanischer Belastung und Auswirkungen auf Porenfunktionen	43-44
GERKE; H.H.; M. EINECKE	Beschreibung der Wasserbewegung in einem kleinräumig heterogenen kohlehaltigen Kippboden mit lokalem Ungleichgewicht	45-46
GERMER, K.; A. PETERS; W. DURNER	Sickerwassererfassung in der ungesättigten Bodenzone – Ein Vergleich von Geräten unterschiedlicher Bauart	47-48
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHER; W.R. FISCHER	Die Bedeutung der Benetzbarkeit für die Stabilität von organischer Substanz im Boden	49-50
HOEFER, G.; J. BACHMANN; R. HORN; W. SCHÄFER	Regionalisierung der Unterbodenverdichtung von landwirtschaftlich genutzten Böden als Folge von Bodenverdichtung durch Befahren	51-52
HOFMANN, B.; S. BOTH; S. TISCHER; O. CHRISTEN	Beeinflussung physikalischer Bodeneigenschaften und des Kohlenstoffgehaltes im Boden durch Aufforstung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen im Gebiet des „Süßen Sees“ Seeburg	53-54
JANSSEN, I.; R. HORN; B. ZHANG	Hydraulische und mechanische Bodeneigenschaften von Reisböden	55-56
JANSSEN, M.; B. LENNARTZ; A. MUTH	Bodenhydrologie von Paddy-Reisfeldern in Südost-China	57-58
JASINSKA, E.; R. HORN, P. HALLETT	Benetzungshemmung von Bodenaggregaten in Abhängigkeit von der Verteilung der organischen Substanz	59-60
KAHL, G.; P. NUTNIYOM; J. INGWERSEN; S. TOTRAKOOL; K. PAMSOMBAT; P. THAVORNYUTIKARN; T. STRECK	Lateral Water Flow and Transport of Agrochemicals in Sloped Soils	61-62
KASTEEL, K.; B. BOUS; L. WEIHERMÜLLER; A. VERWEERD; H. VERECKEN	Entwicklung und Optimierung eines Teststandes zur Ermittlung des Einflussbereiches einer Saugkerze mittels ERT und bodenphysikalischer Messmethoden	63-64
KERN, A.; B. HUWE	Einfluss der Gasphase auf die Bestimmung bodenhydrologischer Parameter	65-66
KÖHNE, J.M.; J. SIMUNEK; B.P. MOHANTY	Lässt sich präferenzielle Wasserströmung invers mit einem Dual-Permeabilitätsmodell simulieren?	67-68
KÖHNE, S.; B. LENNARTZ; J.M. KÖHNE; J. SIMUNEK	Numerische Simulation von simultaner Nitrifikation und Denitrifikation am Beispiel eines gedränten Grünlandstandortes. – Erste Ergebnisse -	69-70
KOSZINSKI, S.; H.H. GERKE; R. BARTSCH	Untersuchungen zur raum-zeitlichen Dynamik bodenphysikalischer Eigenschaften einer Ackeraufforstungsfläche	71-72

KRÜMMELBEIN, J.; S. PETH; R. HORN	Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf Bodenstabilität und Bodenwasserhaushalt auf der Feldskala	73-74
LAMPARTER, A.; J. BACHMANN; S.K. WOCHÉ; M. DEURER; M.O. GOEBEL	Influence of Hydrophobic Pore Surfaces on Water Retention and Hydraulic Conductivity	75-76
LENNARTZ, B.; B. KOOP	Räumliche Variabilität ausgewählter Boden- und Ertragsseigenschaften von Reiskulturlandschaften in SE-China	77-78
MARKGRAF, W.; R. HORN	Rheologie in der Bodenmechanik: Anwendung eines Rotationsrheometers zur Untersuchung mikrostruktureller Veränderungen an schluff- und tonreichen Bodensubstraten	79-80
MEISSNER, R.; T. NEEF; M. RODE; J. SPINDLER	Stickstofftransport und -umsatz in der gewässernahen und hyporheischen Zone im pleistozänen Tiefland des Elbegebietes – Konzeption und erste Ergebnisse	81-82
PETERS, A.; W. DURNER	Verbesserte Methode zur Bestimmung der Retentionsfunktion aus statischen Säulenexperimenten	83-84
PETH, S.; J. KRÜMMELBEIN; Z. WANG; Z. YING; R. HORN	Bodenwasserhaushalt in Graslandökosystemen der Inneren Mongolei/VR China	85-86
PENG, X.; R. HORN	Changes of Nonrigid Soil Structure Upon Wetting and Drying Cycles	87-88
ROGASIK, H.; I. ONASCH; O. TOMANOVA; H.-J. KOCH	Röntgen-computertomographische Charakterisierung von Gefügeveränderungen im Umfeld einer wachsenden Zuckerrübe	89-90
SANDER, T.; H.H. GERKE	Beschreibung von Fließstrukturen und präferentiellem Fluss in Paddy-Reisfeldern	91-92
SAUER, T.; S. SEELING; C. MÜLLER	Kombination langjähriger Bodenfeuchtemessungen mit verschiedenen polarisierten SAR-Datenreihen zur Untersuchung des Bodenwasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete – Erste Ergebnisse	93-94
SCHNEIDER, R.	Initiale bodenphysikalische und -mechanische Auswirkungen einer Waldbodenbefahrung mit einer schweren Forstmaschine	95-96
SCHWARZEL, K.	Einfluss des Kontaktmaterials bei Tensionsinfiltrometer-Messungen	97-98
STOCK, O.; O. BENS; R.F. HÜTTL	Bestimmung des Spannungszustandes an gelockertem Geschiebemergel nach wasserinduzierter Rückverdichtung mit Hilfe eines 2-Parameter-Modells	99-100
STRECK, T.; J. INGWERSEN; B. SCHUTTE; H.-D. KRUTZBACH; J. BREUER	Geostatistische Auswertung von Zugkraftmessungen bei der Bodenbearbeitung zur Abschätzung von Tongehaltsverteilungen im Oberboden	101-102
TAUBNER, H.; B. ROTH; R. TIPPKÖTTER	Methodenvergleich zur Korngrößenanalyse	103-104
TIEMEYER, B.; R. MOUSSA; B. LENNARTZ	Abschätzung der Auswirkungen von Dränmaßnahmen auf die Abflussbildung in einem kleinen Tieflandeinzugsgebiet mittels räumlich differenzierter Modellierung	105-106
TRINKS, S.; R. PLAGGE; H. STOFFREGEN; G.WESSOLEK	Hydraulisches Verhalten des technogenen Skeletts von urbanen Böden	107-108
ULRICH, S.; J. RÜCKNAGEL; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	Einfluss langjähriger organischer Düngung auf physikalische und mechanische Bodeneigenschaften einer Löß-Schwarzerde	109-110

WEIHERMÜLLER, L.;	Einfluss der Bodenheterogenität auf den durch	111-112
R. KASTEEL; H. VEREECKEN	Saugkerzen ermittelten Stoffdurchbruch	
POCHE, S.K.; J. BACHMANN	Kontaktwinkelbestimmung an Bodenproben mit der	113-114
	Wilhelmy-Platte-Methode	
ZUBER, T.; W. BORKEN;	Wasserhaushalt organischer Auflagehorizonte - Ent-	
B. HUWE	wicklung eines Lindenholzsensors zur Bestimmung	115-116
	von Matrixpotentialen in organischen Substraten	

Referate, Poster Kommission II

ACKERMANN, J.;	Bioverfügbarkeit von Arsen unter dem Einfluss zeit-	
D. VETTERLEIN; H. TANNEBERG;	weilig reduzierender Bedingungen - Bodenlösungs-	
J. MATTUSCH; H.-U. NEUE;	untersuchung versus Extraktionsmethoden	119-120
R. JAHN		
AHL, C.; S. BECKMANN;	Ein thermodynamischer Ansatz zur Bestimmung der	
F. GESSLER; J. NIEMEYER;	Inneren Oberfläche von Böden	121-122
S. PAGEL-WIEDER		
CIGLASCH, H.; J. BUSCHE;	Feldalterung von Pflanzenschutzmitteln in einer thai-	
W. AMELUNG;	ländischen Litschiplantage	123-124
M. KAUPENJOHANN		
DIEHL, D.; G.E. SCHAUMANN	Zeitliche Änderung des Boden-Wasser-	125-126
	Kontaktwinkels im Verlaufe der Benetzung	
DOHLEN, M.;	Stoffhaushaltliche Untersuchungen in urbanen	
S. WESSEL-BOTHE	Waldökosystemen im Ruhrgebiet	127-128
FEIND, N.; S. KISSNER;	Historische und aktuelle Schwermetallbelastung auf	
F. LANG; A. HERRE;	den Inseln der Lagune von Venedig	129-130
M. KAUPENJOHANN		
GILDEMEISTER, D.;	Konzept zur Untersuchung der dermalen Resorpti-	
G.E. SCHAUMANN; W. ROTARD	onsverfügbarkeit bodenassoziierter Schadstoffe	131-132
GRÜNEWALD, G.; K. KAISER;	Anionische Tone (layered double hydroxides) in alka-	
R. JAHN	lischen Rückstandshalden der Sodaindustrie bewir-	133-134
	ken rasche Akkumulation organischer Substanz	
HAUBRICH, F.; F. MAKESCHIN;	Natürliche ¹³ C- und ¹⁵ N-Isotopensignaturen in einem	
M. UNGER; M. RÖDERSTEIN	tropischen Bergregenwald in Süd-Ecuador: Einfluss	135-136
	von Nutzung und Meereshöhe	
HUSCHEK, G.; J. SIEMENS;	Hohe Konzentrationen von Arzneimittelrückständen	
C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	in Rieselfeldern Mexiko Citys	137-138
JÄGER, F.; M. ÖZASLAN;	¹ H NMR Relaxometrie in porösen Medien: Die Be-	
G.E. SCHAUMANN	deutung von gelösten paramagnetischen und organi-	139-140
	schischen Substanzen	
KLITZKE, S.; F. LANG;	Trocknung von Boden führt nicht zur Mobilisierung	
M. KAUPENJOHANN	hydrophober Kolloide	141-142
KRAUSS, M.; J. MOERING;	Transfer von PCB aus belasteten Böden in ausge-	
M. KAUPENJOHANN	wählte Früchte aus Kleingartenanlagen	143-144
KRÄMER, S.M.;	Bodenchemische Mechanismen der pflanzlichen Ei-	
P.U. REICHARD;	senakquisition	145-146
R. KRETZSCHMAR		
LOBE, I.; T. V. TÜMPLING JR.	Eintrag von HCHs, DDT und PCBs in Auenböden der	
	Elbe infolge von regelmäßigen Hochwasserereignis-	147-148
	sen	
MASHALI, S.;	Extractability of some Polluting Elements in Egyptian	
A.M. ABÔU EL-KHEIR; C. AHL;	Soils with Special Reference to Extraction Methods	149-150
K.W. BECKER		

MICHEL, K.; B. LUDWIG	Modellierung der pH-Pufferung und des Kationen- und Schwermetalltransportes unter ungesättigten Bedingungen	151-152
PAGEL-WIEDER, S.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; D. SCHRÖDER STANGE, C.F.	Sorption/Desorption des Toxins aus <i>Bacillus thuringiensis</i> (Cry1Ab) in Böden unter Berücksichtigung bodenchemischer Parameter Ein neuartiger Ansatz zur Kombination von Response Funktionen in der mathematischen Modellierung	153-154 155-156
STUBBE, A.; J. RINKLEBE; H.-U. NEUE	Temporal Variability of Cadmium in a Mollic Fluvisol of the Elbe River	157-158
STUMPE, B.; B. MARSCHNER	Mineralisation und Sorption der Steroidhormone Testosteron und 17 β -Östradiol in verschiedenen Böden	159-160
THIELE-BRUHN, S.	Einfluss der Adsorption auf die Wirkung pharmazeutischer Antibiotika auf Bodenmikroorganismen	161-162

Referate, Poster Kommission III

BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ	Anpassungsstrategien der Ektomykorrhizierung von <i>Salix caprea</i> an Böden mit hohen Schwermetallgehalten	165-166
BÖHM, C.; D. LANDGRAF; F. MAKESCHIN	Dynamik des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs einer Sand-Braunerde in Bezug zu ausgewählten C-Fractionen und unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten	167-168
GESSLER, F.; J. NIEMEYER; S. PAGEL-WIEDER; H. BÖHNEL HOFFMANN, H.; B.-M. WILKE	Persistenz und Interaktionen von <i>Clostridium botulinum</i> auf einer Parabraunerde auf Löß Verteilung der potenziellen Nitrifikation in Bodenaggregaten	169-170 171-172
OHM, H.; U. HAMER; B. MARSCHNER	Priming Effekte in Korngrößenfraktionen im Bhs-Horizont eines Podsoles nach Zugabe von Fructose und Alanin	173-174
RABER, B.; E.E. HILDEBRAND	Lebende Steine – Grobboden als Nährelementquelle und Lebensraum für Pilze	175-176
SCHÖN, H.-G.; S. HINCK	Transsektmessungen von Eindringwiderständen auf ackerbaulich genutzten Sandböden Nordwestdeutschlands	177-178
TIPPKÖTTER, R.; E. HAUPT; T. EICKHORST	Gaschromatographische Messungen der Bodenatmung in Bodenmikrokosmen unterschiedlicher Größe	179-180

Gemeinsame Sitzung der Kommission III mit der Arbeitsgruppe „Bodenökologie“ und dem Arbeitskreis „Humusformen“

BEYLICH, A.; H. HÖPER; A. RUF; B.-M. WILKE	Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen	183-184
BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	Adultgewichte von <i>Lumbricus rubellus</i> in Abhängigkeit von den Konkurrenzbedingungen	185-186
EMMERLING; C.; O. EHRMANN; H. GOHLER; A. SCHWARTING; ERBER, C.; H.-C. FRÜND	Kriterien der Beurteilung von Ergebnissen aus Regenwurmuntersuchungen Möglichkeiten zum Einsatz bodenbiologischer Merkmale zur Ansprache von Oberböden	187-188 189-190
FRÜND, H.-C.; C. FRERICHS; F. RÜCK	Bewertung Schwermetall belasteter Böden mittels Regenwürmern – Siedlungsdichte und Vermeidungsverhalten im Fluchttest	191-192

GEISSEN, V.; G.M. GUZMAN	Fertility of Tropical Soils under Different Land Use Systems – A Case Study of Soils in Tabasco, Mexiko	193-194
GRAEFE, U.	Makroökologische Muster der Bodenbiozönose	195-196
HAAG, R.; I. STEMPELMANN	Bodenbiologische Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen	197-198
HAUBOLD-ROSAR, M.; K. TONDER; M. GAST; C. EMMERLING	Zur Nachhaltigkeit der Wirkungen einmaliger Gaben organischer Sekundärrohstoffdünger auf die bodenbiologische Aktivität in Rekultivierungsböden	199-200
JUNGE, B.; A. SKOWRONEK; V. GEISSEN	Einfluss von Klima und Nutzung auf die Bodenfauna und ihre Aktivität in tropischen Böden Benins, Westafrika	201-202
MAIR, J.; P. ILLMER	Manometrische Bestimmung der mikrobiellen Atmung in alpinen Böden unterschiedlicher Höhenstufen	203-204
SCHRADER, S.; J.-A. THIELE; A. PACHOLSKI	Bodenökologische Bewertung eines Agrarökosystems anhand der räumlichen Variabilität ausgewählter Parameter	205-206
STEFFENS, M.; A. KÖLBL; I. KÖGEL-KNABNER	Ausgewählte Oberbodenparameter unter verschiedenen Beweidungsintensitäten in einem Steppe-Ökosystem	207-208
TISCHER, S.	Lumbricidenvorkommen in unterschiedlichen Ökosystemen	209-210
WEBER, A.; B.-M. WILKE	Einfluss von Sulfadiazin auf funktionelle Prozesse in Böden	211-212

Referate, Poster Kommission IV

AUGUSTIN, S.; F. MAKESCHIN; S. ANDERS; W. BECK; K. BUTTERBACH-BAHL; C. FÜRST; F. HORNSCHUCH; J. KOCH; J. MÜLLER; H. PAPAN; A.J.K. STEINER	Die ökosystemare Kohlenstoffbilanz im Zuge des Waldumbaus – Konsequenzen für den Stoffhaushalt	215-216
BERNSDORF, S.; N. BÖHLMANN; R. MEISSNER	Wasser- und Stickstoff-Haushalt eines soligen Hangmoores im Nationalpark Hochharz am Beispiel des Ilsemoores	217-218
BILLEN, N.; H. CHEN; B. HÖLL; S. TRIEBE; B. DELLER, K. STAHR	Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung von CO ₂ -Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung	219-220
BOY, J.; W. WILCKE; C. VALAREZO	Ist der bodengeochemische Nährstoffkreislauf in einem tropischen Bergregenwald in Ecuador kronenraum- oder bodenkontrolliert?	221-222
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	Geochemische Charakterisierung von entwässerten Kalk- und Detritusmudden	223-224
DREVES, A.; M.-J. NADEAU; P.M. GROOTES	Vergleich von ¹⁴ C-Tiefenprofilen der organischen Bodensubstanz zweier saurer Waldböden	225-226
FIEDLER, S.; B.S. HÖLL; K. STAHR; H.F. JUNGKUNST	Die Bedeutung von gelöstem CO ₂ für den Kohlenstoffhaushalt eines Fichtenökosystems	227-228
FORBRICH, I.; C. KRÜGER; S. GLATZEL; G. GEROLD	Dynamik der Spurengasfreisetzung in einem renaturierendem Hochmoor in der Lüneburger Heide	229-230
GENSOR, A.; O. HEINEMEYER	Kohlenstoffvorräte in Böden und Biomasse der Landwirtschaftsfläche Deutschlands sowie deren Veränderung infolge von Landnutzung und Landnutzungsänderung	231-232

HAGEDORN, F.; T.I. HANDA, S. HATTENSCHWILER	Quellen der Bodenatmung an der alpinen Waldgrenze – ein ¹³ CO ₂ -Tracerversuch	233-234
HEIDUK, K.; O. HEINEMEYER; A. PACHOLSKI; H.J. WEIGEL	Bilanzierung der CO ₂ -Freisetzung aus Böden unter erhöhtem atmosphärischem CO ₂ -Gehalt (FACE) – Verwendung zweier statischer Kammverfahren mit unterschiedlicher räumlich-zeitlicher Auflösung	235-236
HEINEMEYER, O.; K. HEIDUK; A. PACHOLSKI	Methoden zur Bilanzierung der CO ₂ -Freisetzung aus Böden unter Berücksichtigung zeitlicher und räumlicher Variabilität der Messgröße – Vergleich zweier statischer Kammverfahren unterschiedlicher Auslegung	237-238
HERBST, F.; W. MERBACH; W. GANS	Einfluss von Bodenfeuchte und Einsatz eines Urea-seinhibitors auf die Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung	239-240
HILKE, I.; I. BISUTTE; M. RÄSSLER	Dual Temperature Combustion (DTC): The Simultaneous Determination of Organic and Inorganic Carbon in Soils	241-242
HÖLL, B.S.; S. FIEDLER; K. STAHR	Einfluss des Wassermanagements auf den Kohlenstoffhaushalt in Niedermooren	243-244
LOST, S.; G. MOSER; F. MAKESCHIN	Bodenatmung in einem tropischen Bergregenwald in Süd Ecuador: Dynamik und Einfluss der Meereshöhe	245-246
JORDAN, A.; S. GLATZEL	Kohlenstoffspeicherung in einem ungenutzten Kalkbuchenwald des Nationalparks Hainich	247-248
JORDAN, S.; VELTY, S.; J. ZEITZ	Zersetzungsgradabhängige Phosphorfreisetzungs-potentiale in Niedermoortorfen	249
KLUGE, B.; K. SCHWÄRZEL; M. FACKLAM; M. LORENZ; G. WESSOLEK	CO ₂ -C-Freisetzung aus Niedermooren	251-252
KÜHN, J.; R. RIPPEL; U. SCHMIDHALTER	Einfluss bodenphysikalischer und bodenchemischer Faktoren auf die Späte Rübenfäule in Zuckerrüben	253-254
LANDGRAF, D.; F. LIEBNER; L. BÖCKER	First Results on the Application of a High Grade Artificial Humus and Long-lasting Fertilizer (NOVIHUM®) in the Loess Plateau of PR China	255-256
LAMERS, M.; J. INGWERSEN; T. STRECK	Messung und 2D-Modellierung der Bodenwasser-dynamik und der N ₂ O-Emission an einem stauwasser-geenflussten Hang im Schwarzwald	257-258
LUDWIG, B.; M. HELFRICH; H. FLESSA MÜLLER, T.;	Modellierung der Kohlenstoffdynamik in Ackerböden mit dem Rothamsted Carbon Model	259
P.V.FRAGSTEIN U. NIEMSDORFF	Mineralisation und Pflanzenverfügbarkeit von N aus leicht umsetzbaren organischen Düngern pflanzlicher Herkunft	261-262
NEUFELDT, H.; M. SCHÄFER; E. ANGENENDT; M. KALTSCHMITT; J. ZEDDIES PACHOLSKI, A.;	Ex ante Simulationen des Einflusses agrarpolitischer Maßnahmen auf Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Böden Baden-Württembergs	263-264
R. MANDERSCHIED; R. GIESEMANN; O. HEINEMEYER; K. HEIDUK; H.J. WEIGEL	Modellierung und experimentelle Messung des Kohlenstoffumsatzes in einem Agrarökosystem unter erhöhten CO ₂ -Konzentrationen (FACE)	265-266
ROSENKRANZ, S.;	Reduziert steigende Biodiversität die Nährstoff-austräge aus dem Boden in einem Grünlandökosystem?	
Y. OELMANN; W. WILCKE; C. ROSCHER; J. SCHUMACHER; E.-D.SCHULZE, W.W. WEISSER		267-268

SCHARNAGL, B.; H.P. DAUCK; T. DUWE; S. GÄRTNER; M. GHARBI; A. GRUNST; A.HAGEMANN; B.HANDELMANN; R.LIEBENEINER; J.PAPENDIECK; A. REETSCH; N. SANDT; A.SCHWAN;R.THIES; R.NIEDER	C- und N-Dynamik entlang einer Hang-Catena im südniedersächsischen Berg- und Hügelland während der Vegetationszeit von Winterweizen	269-270
SCHNECKENBERGER, K.; D. DEMIN; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	Auswirkungen unterschiedlicher Glukosegaben auf die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs im Boden	271-272
SCHRUMPF, M.; E.-D. SCHULZE; M. OLSSON	Kann die CO ₂ -Senkenfunktion europäischer Laub- wälder durch Änderungen im C-Vorrat des Bodens nachgewiesen werden?	273-274
SCHWEIGERT, P.	P-Immobilisierung zur Verminderung gelöster P- Einträge aus Böden in Gewässer – eine Literatur- übersicht	275-276
SIEMENS, J.; K. HEIDUK; A. PACHOLSKI; A. GIESEMANN; M. KAUPENJOHANN; H.J. WEIGEL	Gelöster Kohlenstoff und Stickstoff in einem Acker- boden unter erhöhter atmosphärischer CO ₂ Konzent- ration (FACE)	277-278
SZYSKA, B.; M. BACH; L. BREUER; H.-G. FREDE	Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung – Schätzung der N-Emissionen aus der Pflanzenproduktion	279-280
THERHOEVEN-URSELMANS, T.; K. MICHEL; M. HELFRICH; H. FLESSA, B. LUDWIG	Nahinfrarot-Spektroskopie ist zur Qualitätsbeurtei- lung von Böden geeignet	281
THIERE, J.; M. SOMMER; D. DEUMLICH; L. VÖLKER	C- und N-Vorräte in Böden als Funktion von Land- nutzung und Pedogenese	283-284
WAGNER, A.; J. SIEMENS; C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	Nitrattiefenverteilung in Rieselfeldböden Mexiko Ci- tys in Abhängigkeit von Boden, Kultur und Bewässe- rungsqualität	285-286
WEYMANN, D.; F. JARADAT; R. WELL; H. FLESSA	N ₂ O-Dynamik in der gesättigten Zone: Modellversu- che zur Quantifizierung der Produktion und Redukti- on bei der Denitrifikation	287-288

Referate, Poster Kommission V

ALBRECHT, C.; B. HUWE; R. JAHN	Automatische Horizontidentifikation mit einem regel- basierten Fuzzy-Ansatz	291-292
ALBRECHT, M.C.; H.-C. FRÜND; A. WESTPHAL	Bodenkundlich-hygienische Untersuchungen zur Er- mittlung der Verwesung auf einem Friedhof unter besonderer Berücksichtigung durchgeführter techni- scher Verbesserungsmaßnahmen	293-294
BIGALKE, M.; M. SCHULZE; S. HÖKE; W. BURGHARDT	Staubablagerungen auf kiesbedeckten Flachdächern der Universität Essen	295-296
BÖHM, P.; S. DIEMER; E.-D. SPIES	Steine. Böden. Terroir. Weinbergsböden in Rheinland-Pfalz	297-298
BOTSCHKE, J.; N.B. ÖKTEN; B. CHAFIK; M. KEHL; A. SKOWRONEK	Bodenversalzung entlang des mittleren Drâa, Süd- marokko	299-300
BROLL, G.; C. ERBER	Ausbildung von Feuchtmoder-Humusformen in Ab- hängigkeit von der Sauerstoff-Verfügbarkeit	301-302
BURGHARDT, W.; M. BIGALKE; C.BENNERSCHIEDT; T.STÜTZEL	Wurzelwachstum über und um Kanalrohre unter Straßen	303-304

BUSSEMER, S.; T. MAYER	Permafrost und Bodenentwicklung in der Taiga am Unteren Jenissej (Nordsibirien)	305-306
DAVID, S.; A. LEHMANN; K. STAHR	Bodenbewertung in Deutschland und die neue TUSEC-Methode für den Alpenraum	307-308
DOBERS, E.S.; T. STUCZYŃSKI	Kombination von Informationen aus Bodenkarten und Luftbildern mit dem <i>Transferable Belief Model</i>	309-310
DÜMIG, A.; P. BEYERLEIN; P. SCHAD; H. KNICKER; I. KOGEL-KNABNER	Böden mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte im Grasland-Wald-Vegetationsmosaik der südbrasilianischen Araukarienwälder	311-312
FELL, H.; M. ZAUFT; J. ZEITZ	Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore: Bereitstellen charakteristischer Leitprofile	313-314
FRIEDRICH, M.; K. SÄGER; S. HOKE	Böden eines forstwirtschaftlich genutzten heutigen Trockentals als Zeugen des frühen Ruhrbergbaus im Essener Süden	315-316
FÜLLNER, K.; A. S KOWRONEK; N. GÜNSTER	Zur Rubefizierung jungquartärer Böden auf Bodensedimente auf den Balearen (Ibiza, Mallorca, Menorca)	317-318
GAUER, J.	Zwischen Wissenschaft und Praxis – Probleme bei der Entwicklung einer bundesweiten, forstlichen Substratgliederung	319-320
GRABE, M.; K.-J. HARTMANN; T. SCHOLTEN; R. JAHN	Erstellung einer Bodenkzeptkarte für Auenbereiche der Schwarzen Elster	321-322
GRÖNGRÖFT, A.; N. CLASSEN; A. PETERSEN	Identification of Soil Patterns with LANDSAT Data in the Central Namibian Savannah Region	323-324
GEHRT, E.	Synopse zur Anthropogenese der mitteleuropäischen Schwarzerden	325-326
GERBER, R.; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. BEHRENS; T. SCHOLTEN	Zerstörungsfreie Kartierung der Mächtigkeit periglazialer Lagen mittels Georadar	327-328
HAGEMANN, K.; U. MÜLLER; W. SCHÄFER; H.-U. BARTSCH	Der internetgestützte Infodienst Grundwasserschutz des NLfB	329-330
HANNEMANN, J.	Bildanalytische Auswertungen von Bodenprofilfotos zur objektivierten Horizontdifferenzierung	331-332
HARTWICH, R.; S. THIELE; R. BARITZ; M. FUCHS; D. KRUG	Karte der Bodenregionen der Europäischen Union und ihrer Nachbarstaaten im Maßstab 1:5.000.000	333-334
HEINRICH, J.; A. KRÜGER; K. OSTAZEWSKA	Genese und Aufbau periglazialer Lockersedimentdeckenkomplexe und ihre Bedeutung für die Bodensprache – Beispiele aus Mitteldeutschland und Kleinpolen	335-336
HEMPELMANN, N.; C. OPP; T. VORDERBRÜGGE	Entwicklung eines Validierungsverfahrens für eine Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung auf der Basis der Klassenzeichen der Bodenschätzung	337-338
HERING, J.; A. BAURIEGEL	„Fuchserden“ in Brandenburg – eine anthropogene Bildung?	339-340
HOKE, S.	Die vertikale Verteilung von Cd, Pb und Ba über einer stark schadstoffbelasteten Industriebrache im Ruhrgebiet	341-342
HOHNSTEDTER, D.; D.A. HILLER	Gefährdungsabschätzung einer Alllastenverdachtsfläche am Beispiel ehemaliger Steinbrüche in Essen-Kupferdreh	343-344
HUWE, B.; C. ALBRECHT	Bestimmungsschlüssel für Bodenhorizonte und Bodensubtypen	345-346

JUNGKUNST, H.F.; S. FIEDLER; T. SCHOLTEN KAINZ, W.	Die Deutsche Bodenklassifikation hierarchisiert nach Entwicklungsintensität Braunfahlerden missverstanden, systematisch unter- geordnet – aber – landschaftsbestimmend	347 349-350
KAISER, K.	Sedge Turfs – a Widespread Topsoil Phenomenon on the Tibetan Plateau	351-352
KASTLER, M.; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	Analyse des Auftretens bodensystematischer Einhei- ten in der Elbaue auf der Grundlage rasterorientierter Eingangsdaten	353-354
KAYSER, M.; A. BAURIEGEL	Ableitung von bodenphysikalischen Daten für Flä- chendatenbanken	355-356
KEHL, M.; Y. BÖRGENS; A. SKOWRONEK	Salzgehalte kalkreicher Solonchake und eines Gypsisols in der Ebene von Marvdasht/Südiran	357-358
KHANNA, M.; W. BURGHARDT	Untersuchung zur Herkunft von Staubeinträgen in Spalten der Gehwegplatten aus benachbarten Böden	359-360
KLEBER, M.; R. JAHN	Die Lockerbraunerde – ein taxonomisches Fossil	361-362
KLEMENT, K.; C. GRABENSTEDT; H. JOISTEN; T. KÖHLER; S. KRAUSE; C. LANGENBRUCH; S. NIELEBOCK; J. ROHLER; H. SPONAGEL; L. GIANI	Eigenschaften der eulitoralischen Böden „Nassstrand“ und „Normwatt“ am Beispiel der Ostfriesischen Insel Spiekeroog	363-364
KLINGELMANN, E.; T. NEHLS; H. SCHMIDT; W. PESTEMER; G. WESSOLEK	Sorptionseigenschaften von Pflasterfugenmaterial am Beispiel des Herbizids Glyphosat – Ein Konzept -	365-366
KOPCZYNSKI, A.; O. KALININA; L. GIANI	Plaggenesche in Nordrussland am Beispiel der Re- gion Archangelsk am Weißen Meer	367-368
KRETSCHMAR, E.; N. LAMERSDORF KÜHN, D.	Die Rolle des Stickstoffs bei der bakteriellen Holz- zersetzung im anoxischen Bereich von Sedimenten Betrachtungen zur Festlegung von bodenkundlichen Mindestdaten	369-370 371-372
KUZYAKOV, Y.; E. SHEVTZOVA; K. PUSTOVOYTOV	Genese der Bodenkarbonate durch Rekristallisation mit Rhizosphären-CO ₂ : Experiment, Modell und An- wendung für Paläorekonstruktionen	373-374
LANG, F.; S. SCHIMPEL; M. KAUPENJOHANN	Pedogene Merkmale als Indikatoren für ökologische Funktionen von Salzwiesen	375
LEHMANN, A.; S. DAVID; K. STAHR	Bodenbewertung für Stadtregionen – das TUSEC- Verfahren	377-378
LUCKE, B.; M. SCHMIDT; R. BÄUMLER; Z. AL-SAAD	Die Dekapolis-Region (Nordjordanien) als Beispiel für historische Desertifikation?	379-380
MOUNKAILA, M.; L. HERRMANN; G. GAISER; T. MAURER; K. STAHR	Characterisation of Soil/Sediment Surfaces in the Arid and Semi-Arid Zones by Means of Remote Sensing	381-382
MUELLER, K.; R. BÖHME; F. RÜCK	Eigenschaften und Ökologie typischer Böden im O- ber-Eichsfeld (Thüringen)	383-384
OPP, C.; V.I. KHAKIMOV (†)	Feldaufnahme von Böden nach der russischen und deutschen Klassifikation. Probleme und Ergebnisse der Bodenverbreitung im Uvs-Nuur-Becken	385-386
PIETSCH, D.; C. OPP	Indikatoren der trockentropischen Bodenentwicklung auf Socotra (Jemen)	387-388
PUSTOVOYTOV, K.	¹⁴ C-Datierung an Dünnschichten pedogener Karbo- nate aus archäologischen Fundstellen	389-390
RICHTER, F.-H.; H. FLEIGE; R. HORN; H.-P. BLUME	Vergesellschaftung von Böden und ihrer Substrate im Stormarner Jungmoränengebiet in Schleswig- Holstein	391-392

RINKLEBE, J.; H.-U. NEUE	Aggregation von Auenbodenformen als Instrument zur Prognose von Nähr- und Schadstoffgehalten	393-394
SAUER, D.; SCHELLMANN, G.; K. STAHR	Bodenbildende Prozesse im semi-ariden Klima - Untersuchungen an einer Bodenchronosequenz auf datierten Strandwällen in Patagonien	395-396
SCHINDLER, U.; J. STEIDL; F. EULENSTEIN; L. MÜLLER; J. THIÈRE	Abschätzung der Trockenheitsgefährdung von Ackerstandorten Nordost- und Mitteldeutschlands und deren Änderung infolge Klimawandels	397-398
SCHLEUB, U.; C. HAFFMANS	Zur Entwicklung der Bodennutzung in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Siedlungs- und Verkehrsfläche	399
SCHMIDT, R.; M. ZEIDLER	Die Bodengesellschaftssystematik des AK Bodensystematik - Anwendung und Problematik im glazialen Tiefland	401-402
SCHÜLLI, I.; D. SAUER; K. STAHR; R. SPERSTAD; R. SØRENSEN	Entwicklung von Podsolen auf datierten Strandsanden in Süd-Norwegen	403-404
SCHULER, U.; L. HERRMANN; K. SPOHRER; K. STAHR	Vergleich von Bodengesellschaften auf Granit, Sandstein und Kalkstein in Nordthailand	405-406
SKOWRONEK, A.; R.N. MURTI	Bodengenese und Bodenvergesellschaftung in einem Inselberg-Pediment-Pediplainrelief bei Kolar/Südindien	407-408
ULONSKA, H.-J.	Bodenschätzungsdaten im Kontext zum vorsorgenden Bodenschutz unter besonderer Berücksichtigung Thüringens	409-410
TANNEBERG, H.; R. JAHN; K.-J. HARTMANN	Zur Korrelation von Reflexionsmessungen an Schwarzerden mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff	411-412
WIESMEIER, T.; A. GRÖNGRÖFT	Alters- und höhenabhängige Stoffanreicherungen in Böden des Strandwallsystems Graswarder von Heiligenhafen/Ostsee	413-414
ZAUFT, M.; H. FELL; J. ZEITZ	Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore: Chemisch-Physikalische Kennzeichnung	415-416

Beiträge des Deutsch-Osteuropäischen Symposiums der Kommission V „Bodengeographie und Bodenklassifizierung“

BUIVYDAITE, V.V.; A. MOTUZAS; R. VAISVALAVIČIUS	WRB as Key to the New National Classification of Soils in Lethuania (1999)	419-420
HARTWICH, R.; R. BARITZ; S. THIELE	Translation of Nationally Classified Soil Maps into International Standard Nomenclatures - Methodological Approach in Germany -	421-422
JAHN, R.	An Approach for Classification of Soil Series within the World Reference Base of Soil Resources (WRB-RSS)	423-424
SPONAGEL, H.	The German Handbook for Soil Mapping and Soil Classification - Background of the Soil Mapping Guide	425-426
TONKONOGOV, V.; I. LEBEDEVA; M. GERASIMOVA	New Soil Classification System in Russia: Major Elements and Place of Human-Modified Soils	427-428

Gemeinsame Sitzung der Kommission V mit dem Arbeitskreis „Paläoböden“

EBERHARDT, E.;	Feuchtzeitböden der Sahara in Ost-Niger als Indikatoren globaler Klimaschwankungen	431-432
P. FELIX-HENNINGSSEN	Landschaft und Boden – eine solide Beziehung von gegenseitigem Nutzen	433-434
NESTROY, O.	Urbane Bodenlandschaften – ein geographisch-geoökologischer Ansatz	435-436
SAUERWEIN, M.	Rehabilitation of Deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile (REVOLSO) II	437-438
WERNER, G. ET AL.		

Band 107, Heft 2

Referate, Poster Kommission VI

ALTFELDER, S.; W.H.M. DUIJNISVELD; T. STRECK; G.H. MEYENBURG; J. UTERMANN	Sickerwasserprognose von Spurenelementen mit der „Deutschland-Isotherme“	443-444
BAASCH, A.; D. GOETZ	Stofffreisetzung aus Recycling-Baustoffen unter realen Einsatzbedingungen	445-446
BERGER, K.; S. MELCHIOR	Bodentemperaturen in der Oberflächenabdeckung der Deponie Hamburg-Georgswerder	447-448
BERGER, W.; U. KALBE; J. ECKARDT, H.-P. WALZEL	Kleinlysimeteruntersuchungen an Materialien aus dem Altlastenbereich	449-450
BETHGE-STEFFENS, D.; R. MEISSNER; H. RUPP	Lysimeterexperimente vs. In-situ-Untersuchungen Einsatzfelder, Methoden und Probleme	451-452
BEYME, B.; R. TIPPKÖTTER	Applikation von Bremer Baggergut (Hafenschlick) auf landwirtschaftlich genutzten Flächen	453-454
BREUER, L.; J.A. HUISMAN; T. KELLER; H.-G. FREDE	Vegetation oder Boden: Was bestimmt die Unterschiede im Wasserhaushalt bei unterschiedlichen Landnutzungen?	455-456
CLEVER, U.; H. MEUSER	Unterschiedliche Rekultivierungsansätze einer Altablagelagerung aus Hausmüll im Raum Osnabrück und die daraus resultierenden Stoffausträge in die Umweltkompartimente Boden, Grundwasser und Luft	457-458
DILLING, J.; W.H.M. DUIJNISVELD; H.-E. GÄBLER; J. UTERMANN; K. DITTRICH; G. KLUMP	Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser	459-460
DOBNER, I.; U. HOLTHUIS; W. HEYSER; J. WARRELMANN; B. MAHRO	Einsatz von Säulenversuchen nach DIN V 19736 zur Entwicklung mykorrhizierter Bodenfiltersubstrate	461-462
DÜWEL, O.; H. BÖKEN; V. HENNINGS; W. SCHÄFER; A. THIERMANN	Indikator basiertes Monitoring von Bodenerosion in Europa	463-464
EHLERS, K.; M. PETER; T. HARRACH	Standortkundliche Untersuchungen zur Umsetzung von Precision Farming in einem Wasserschutzgebiet	465
EHRMANN, O.; K.-H. FEGER	Meliorationskalkungen von biotisch aktiven sauren Waldböden in einem Trinkwasserschutzgebiet in der nördlichen Oberrheinebene – Auswirkungen auf Regenwürmer und Humusmorphologie	467-468
ESCHENBACH, A.; M. FARAHBAKHS; J. HENKE; R. WIENBERG; B. MAHRO	Eignung von Säulenversuchen zur Bestimmung der maximalen PAK-Quellstärke von im Boden zu verwertenden Materialien	469-470
EULENSTEIN, F.; M. WILLMS; J. OLEJNIK; S.L. SCHLINDWEIN; L. MÜLLER; U. SCHINDLER	Regionale Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes einer Agrarlandschaft auf der Basis unterschiedlich aggregierter Landnutzungsdaten	471-472
FRÖHLICH, H.; L. BREUER; J.A. HUISMANN, H.-G. FREDE	Multitracermethoden zur räumlichen Validierung mesoskaliger hydrologischer Modelle	473-474
GAISER, T.; H. WEIPPERT; K. STAHR	Probleme der Regionalisierung eines Agrarökosystemmodells im Neckareinzugsgebiet	475-476
HELBACH, C.; O. BENS; O. STOCK; R.F. HÜTTL	REA-Gips in der Melioration von Neulandböden: Gefäßversuch mit <i>Secale multicaule</i> L. zur Abschätzung einer potentiellen Phytotoxizität von Schwermetallen	477-478

HEUMANN, S.; J. BÖTTCHER; G. BAUMGÄRTEL; A. LEGE; H. KAGE; U. MÜLLER; W. SCHÄFER HOEPFNER, U.; H. ZEPP	Weiterentwicklung eines Moduls zur N-Mineralisation für eine internetgestützte, standort- und kulturarten-spezifische N-Düngeberatung Das Konzept der ET-Caps – Eine Alternative zur Oberflächenabdichtung?	479-480 481-482
JANN, S.; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	Einfluss mobiler Sorbenten auf die Freisetzung polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoffe: Ergebnisse aus Säulen- und Lysimeterexperimenten	483-484
KAHLE, P.; B. TIEMEYER; B. LENNARTZ KALBE, U.; W. BERGER; J. ECKARDT KAUPENJOHANN, M.; F. LANG	Stoffaustrag aus gedränten landwirtschaftlichen Nutzflächen Optimierung von Verfahren zur Untersuchung mobilisierbarer Schadstoffe in Böden und Abfallstoffen Quellstärkeermittlung bei der Sickerwasserprognose: Ein kritisches Review	485-486 487-488 489
KOOP, B.; P. KAHLE; B. LENNARTZ	Evaluierung eines Alternativverfahrens mit schnellwachsenden Baumarten zur Abdeckung von Depo-nien	491-492
KRÜGER, A.; H. NEUMEISTER	Regenerierung entwässerter Hochmoore in bewalde-ten Trinkwassereinzugsgebieten des Oberen West-erzgebirges – Auswirkungen auf den Stoffhaushalt und die Stoffdynamik	493-494
KUHNT, G.; G. HOEFER; J. BACHMANN; W. SCHÄFER	Berechnung der winterlichen Stickstoffauswaschung für zwei niedersächsische Trinkwasserschutzgebiete unter dem Aspekt des optimalen Zeitpunktes für die Nmin-Probenahme	495-496
LOZADA, A.S.; V. GEISSEN	Sediment and Element Transport in Overflowed Ar-eas of Tabasco, Mexico	497-498
MAKOWSKY, L.; S. TAPERON; H. MEUSER MELLERT, K.H.; A. GENSIOR; A. GÖTTLEIN; C. KÖLLING	Schwermetallaustrag von Böden unterschiedlicher technogener Substrate im Dynamischen Batchtest Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern – Identifikation von Problemgebieten durch Regionalisierung von Inventurdaten	499-500 501-502
MENZER, A.; K.-H. FEGER	Räumliche Variabilität der chemischen Zusammensetzung von Quellbächen im Erzgebirge in Abhän-gigkeit von Geologie, Boden und Bestockung	503-504
MEYER, K.; C. RÜPPEL; R. WELL	Screening zur Denitrifikation in quartären Grundwas-serleitern: Die N ₂ /Ar-Methode als neues Instrument zur Erfolgskontrolle und innergebietlichen Prioritä-tensetzung im praktischen Grundwasserschutz	505-506
MÜLLER, L.; G. SHEPHERD; U. SCHINDLER; F. EULENSTEIN; A. BEHRENDT NOLTE, C.; R. FOHRMANN	Test of Field Methods to Assess Soil Quality under Arable and Grass Land Schadstoff-Einträge in das Grundwasser in einem forstwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet am Niederrhein – Ursachen und Entwicklung -	507-508 509-510
POHLERT, T.; L. BREUER; J.A. HUISMAN; H.-G. FREDE	Kopplung und Test des prozessorientierten Stick-stoffumsatzmodells DNDC mit dem Landschaftswas-serhaushaltsmodell SWAT	511-512
PRASUHN, V.; P. LAZZAROTTO; C. STAMM; H. FLÜHLER PRIETZEL, J.	Modellierung von Phosphorverlusten durch Ab-schwemmung auf Einzugsgebietsebene Vergleich zweier Maßnahmen zur lokalen Sicherung der Trinkwasserqualität in stickstoffgesättigten ver-sauerten Kiefernwaldstandorten	513-514 515-516

REIHER, W.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	Langfristige Schwermetallbilanzierung mit dem Modell ATOMIS (Assessment Tool for Metals in Soils)	517-518
RENGER, M.; FACKLAM, M.; B. KLUGE; L. SCHLENTHER; G. WESSOLEK	Wurzelwachstumsanomalien als Ursache fehlerhafter Ergebnisse bei langjährigen Wassergehalts- und Wasserspannungsmessungen von Waldstandorten	519-520
RÜCKNAGEL, J.; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	Abschätzung der Vorbelastung strukturierter Böden aus Aggregatdichte und Trockenrohdichte	521-522
SCHÜLER, G.; C. SIMON-BIHL; I. WEISMÜLLER	Die Eignung von Sekundärrohstoffen für Bodenschutzmaßnahmen im Wald	523-524
TAPERON, S.; L. MAKOWSKY; H. HEUSER	Charakterisierung und Dynamik der Randbedingungen des Schwermetallaustrags von Böden aus technologischen Substraten im Dynamischen Batchtest	525-526
TAUCHNITZ, S.; S. BERNSDORF; R. MEISSNER	Einsatz von Klärschlammkompost im nicht sensiblen Landschaftsbau	527-528
TRESSEL, E.; S. WINTRICH; R. SCHNEIDER; S. SCHOBEL	Niederschlagswasserbewirtschaftung im urbanen und ländlichen Raum	529-530
VORDERBRÜGGE, T.; R. MILLER; M. PETER; S. SAUER	Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus den Klassenzeichen der Bodenschätzung am Beispiel der Feldkapazität	531-532
WEHRER, M.; K. U. TOTSCHKE	Quantifizierung des Quelltherms – Möglichkeiten und Grenzen von Säulenexperimenten	533-534
WILLMS; M.; F. EULENSTEIN; J. OLEJNIK; S.L. SCHLINDWEIN; K.C. KERSEBAUM	Modellbasierte Abschätzung des tolerierbaren Stickstoff-Bilanzüberschusses zum Erreichen einer Ziel-Nitratkonzentration im Sickerwasser	535-536

Referate, Poster Kommission VII

BOSAK, V.; K. STAHR; M. ZAREI	Säurepufferung und Mineralverwitterung von Granit und Granitsand im Modellexperiment	539-540
BUTZ-BRAUN, R.; G. SCHÜLER	Wirkung der Bodenschutzkalkung in versauerten Waldböden auf die Bodenmineralogie	541-542
DULTZ, S.; H. BEHRENS; A. SIMONYAN; J. MILTZ	Porenräume und diffusiver Stofftransport in mikroporösen Feldspäten	543-544
HERRE, A.; F. LANG; C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	Säurepufferung in Andosolen: Konsequenzen für die Al- und Si-Dynamik	545-546
HILDEBRAND, E.E.; M. KERN; B. RABER	Nährstoffpotential des Grobbodens: Integration in ein Waldboden-Monitoring	547-548
PÄLCHEN, W.; Z. STRZYSZCZ; G. RANK; T. MAGIERA	Die magnetische Suszeptibilität sächsischer Böden und ihre Ursachen	549-550
RÜPING, K.B.; R. DOHRMANN; R. JAHN; M. KLEBER	Texturmessungen an Sedimentationspräparaten von Tonmineralien	551-552
STAHR, K.; M. ZAREI; R. JAHN; D. SAUER	Divergierende Tonmineralentwicklung terrestrischer Böden im mediterranen Portugal in Abhängigkeit von Gestein und Alter der Bodenbildung	553-554
STEIN, C.; D. SAUER; S. WAGNER; H. BRÜCKNER; K. STAHR	Untersuchungen zur Bodenentwicklung in einer Bodenchronosequenz auf marinen Terrassen in Süd-Italien	555-556
STRZYSZCZ, Z.; M. RACHWAL; T. MAGIERA	Magnetic Susceptibility and Heavy Metal Content of Soil Around the Coking Plants in Silesia	557-558
TOLKSFORF-LIENEMANN, E.	Biogene Apatite Eigenschaften und Reaktionen im Boden	559-560
WAGNER, S.; D. SAUER; E.A.C. COSTANTINI; K. STAHR	Bodengenese im Mediterranraum am Beispiel einer Chronosequenz auf marinen Terrassen in SW-Sizilien	561-562

ZAREI, M.; L. HERRMANN; U. SCHULER; N. ANONGRAK; K. STAHR	Gibbsitbildung im Bergland von Nord-Thailand	563-564
Referate, Poster Kommission VIII		
FELDMANN, M.; S. KRETSCHMER; W. BURGHARDT	Erosionsbedingte Verteilung von Phosphor in Sedi- menten des Trockenflusses <i>El Albuñón</i> (Murcia, Spa- nien)	567-568
FRIELINGHAUS, M.; J. STARSONEK; A. WÜNSCH; W. PROCHNOW	Indikation der Bodenerosion im ökologischen Land- bau – ein Betriebsbeispiel	569-570
HIEKE, F.; R. TACKMANN; J. SCHMIDT; H.-B. HORLACHER ISERMANN, K.	Der Einfluss von Lagerungsdichte und Durchfluss auf die Rillenerosion Die 10 Hauptbedrohungen der (semi-)terrestrischen und (semi-)subhydrischen Böden – insbesondere durch den Ernährungsbereich - und ihre Vermeidung durch die aktuelle und zukünftig notwendige integ- rierte Gesetzgebung	571-572 573-574
KOCH, H.-J.; O. TOMANOVA; H. HEUER	Einfluss einmaliger Befahrung mit einem 6-reihigen Zuckerrübenroder auf den Unterboden bei differen- zierter Bodenbearbeitung	575-576
KRETSCHMER, S.; S. HÖKE; W. BURGHARDT	Erosionsbedingter Nährstoffeintrag in einen Trocken- fluss in Südfrankreich	577-578
LOPEZ DE LLERGO JUÁREZ, J.J.G.; V. GEISSEN; C. KAMPICHLER	Wassererosion in Südost-Mexiko – Status quo - Prognose	579-580
LORDICK, A.; S. KRETSCHMER; S. HÖKE; W. BURGHARDT	Erosionsableitungen durch Kupferaustrag auf einem Weinfeld in Südfrankreich	581-582
MÜLLER, I.; B. MARSCHNER	Ist die Immobilisierung von Schadstoffen durch Bo- denzusätze ein geeignetes Sanierungsverfahren für belastete Gartenböden?	583-584
RICHTER, A.; U. STEGGER; C. SIEBNER	Hinweise zur Auswertung heterogener Kartiereinhei- ten am Beispiel der nutzungsdifferenzierten Boden- übersichtskarte (BÜK 1000 N)	585-586
SCHOBEL, S.; B. HEYEN; M. VOHLAND; D. SCHRÖDER	Hochwassergefährdung durch extensive Grünland- nutzung?	587-588
TACKMANN, R.; F. HIEKE; H.-B. HORLACHER; J. SCHMIDT	Hydraulische Modellversuche zur Rillenerosion ko- häsiver Böden	589-590
UNTERSEHER, E.; J. MAIER; J. WINCKLER	Pflug, Mulch- und Direktsaat im langjährigen Ver- gleich – Ergebnisse Bodenbearbeitungsversuch am Standort Efringen-Kirchen -	591-592
Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I, II und III		
ELLERBROCK, R. H.; H.H. GERKE; M. KAISER	Beziehung zwischen Kationenaustauschkapazität und der Zusammensetzung der pyroprophatlösli- chen organischen Bodensubstanz	595-596
INGWERSEN, J.; B. BÜCHERL; T. STRECK	Ist ein biophysikalischer Prozess an der Cadmium- Hyperakkumulation von <i>Thlaspi caerulescens</i> betei- ligt? Experimentelle Befunde und Simulationsergeb- nisse	597-598

SEEGER, J.; I. KISTNER; G. OLLESCH; R. MEISSNER; M. RODE	Prozessbasierte Modellierung der Dynamik der mobilen P-Fraktion im Oberboden eines Kleineinzugsgebietes	599-600
SZEGEDI, K.; D. VETTERLEIN; H.-U. NEUE; R. JAHN	The Development of a Rhizosphere Model with Chemical Speciation for the Identification of the Dominant Processes in Arsenic Transfer	601-602

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen I, VI und VIII

ERKOSSA, T.; K. STAHR; T. GAISER	Runoff and Soil Erosion from a Vertisol in the Highlands of Ethiopia as Affected by Land Preparation Methods	605-606
FUNK, R.; H.I. REUTER; C. HOFFMANN; L. VÖLKER; D. ÖTTL	PM10 – Freisetzungspotentiale von Böden	607-608
GIESKA, M.; M. ALTERMANN; PLOEG VAN DER, R.R.	Aggregatstabilität als Indikator für physikalische Bodendegradierung	609-610
LEMMNITZ, C.; M. KUHNERT; S. HAUBROCK; O. BENS; R.F. HÜTTL	Auftreten von Benetzungshemmung in Oberböden und Auswirkung auf die Bildung von Oberflächenabfluss im Stadium initialer Bodenentwicklung	611-612
MAURER, T.; L. HERRMANN; T. GAISER; M. MOUNKAILA; K. STAHR	Regionalisierung des Winderosionspotentials im sahelischen SW-Niger	613-614
MÖLLER, A.; U. RANKE	Abschätzung der „On-site“ Kosten von Bodenerosion in Sleman, Indonesien	615-616
MOSIMANN, T.; S. SANDERS	Erosionsschutz durch Intervallbegrünung in Fahr-gassen – Ergebnisse aus Versuchen in Winterweizen	617-618
OVERESCH, M.; G. BROLL; H. HÖPER; B. KLEEFISCH	Versorgung niedersächsischer Sandböden mit organischer Substanz	619-620
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	Schutz vor anthropogenen Bodenschadverdichtungen – Mindestanforderungen an Versuchsdurchführung und Indikatoren	621-622
SIEBERT, S.; P. RIEß; I. LEIFERT; V. MAX; S. HACKENBERG	Stabilitätsindex – ein Indikator für den im Boden langfristig verbleibenden Anteil an organischer Substanz aus Dünge- und Bodenverbesserungsmittel, insbesondere Komposten	623-624
THIERMANN, A.; W. SCHÄFER	Ermittlung der Erosionsgefährdung in Niedersachsen Ein Anwendungsbeispiel im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie	625-626
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; U.-K. SCHKADE	Räumliches Muster der Bodenneuverteilung und Quantifizierung der Bodenerosion am Beispiel einer Catena im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands	627-628
ZEIGER, M.; A.L. HORN; N. FOHRER	Einfluss von Managementsystemen auf die Dynamik von biotischen und abiotischen Prozessen an der Bodenoberfläche	629-630

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II, III und IV

AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN; P. LEINWEBER	Sorptions- und Transportverhalten mit Gülle applizierter Sulfonamid-Antibiotika in Böden	633-634
BECK, J.; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	Natürliche Östrogene in Acker- und Grünlandböden nach Ausbringung von Milchviehgülle	635-636

DÜRING, R.-A.; S. KRAHE; J.A. HUISMANN, S. GÄTH HABERMANN, J.; R.H. ELLERBROCK; M. KAISER	Statistische Betrachtung der Sorption von Nonylphenol im Boden	637-638
HEIM, A.; M.W.I. SCHMIDT	Einfluss partikulären organischen Materials auf Stabilität und funktionelle Zusammensetzung unterschiedliche löslicher Fraktionen organischer Bodensubstanz	639-640
HELFRICH, M.; B. LUDWIG; H. FLESSA	Rascher Ligninumsatz in Feldversuchen mit natürlicher ¹³ C Markierung	641-642
HÖPER, H.; G. HAMSCHER	Bewertung chemischer Fraktionierungsverfahren zur Gewinnung stabiler Pools der organischen Bodensubstanz	643-644
KÖLBL, A.; I. KÖGEL-KNABNER	Kinetik der Sorption und Elimination von Tetracyclinen und Sulfonamiden in Böden	645-646
KRAMER, C.; G. GLEIXNER	Abbau und Verteilung von ¹³ C/ ¹⁵ N markierter Senfstreu (<i>Sinapis alba</i>) in Bodenfraktionen ackerbaulich genutzter Hoch- und Niederertragsflächen	647-648
OELMANN, Y.; W. WILCKE; R. BOL	Natürliche ¹³ C-Markierung von Phospholipidfettsäuren als Indikator mikrobieller Kohlenstoffquellen	649-650
PAUL, S.; H. FLESSA; E. VELDkamp	Reaktivität von organischen N-Pools im Boden unter leguminosenhaltigem Grünland: Neue Erkenntnisse durch die Analyse von Nitrat-Isotopomeren?	651-652
SCHAUER, E.T.; A. KRUMBEIN; I. SCHONHOF; M. SCHREINER	Einfluss der Aggregation auf die C-Speicherung in tropischen Böden in Abhängigkeit von Bodeneigenschaften und Landnutzung	653-654
SCHWARZ, J.; S. THIELE-BRUHN; G.E. SCHAUMANN; H. KNICKER	Führt eine steigende Aminosäurekonzentration im Brokkoli zu einer erhöhten Wurzelausscheidung stickstoffhaltiger Substanzen im Boden? – Eine ¹⁵ N Bilanzstudie	655-656
SCHWARZ, U.; W. YUNJING; J. INGWERSEN; J. XIAOTANG; T. STRECK	Wechselwirkungen von Huminstoffmonomeren mit antibiotischen pharmazeutischen Substanzen	657-658
SPOTT, O.; C. STANGE; B. APELT	Simultane isotoopenfreie Messung von N-Umsatzraten in landwirtschaftlich genutzten Böden mit Hilfe der Barometrischen Prozessseparation – eine Konzeptdarstellung	659-660
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; E. BANTELMANN; H.-J. WEIGEL	Online-Messung der N ₂ O- und N ₂ -Freisetzung aus Modellböden unterschiedlicher Textur	661-662
TURYABAHKA, F.; A. KUZJAKOV; T. LYSENKO; D. DEMIN; H. FISCHER	C-Eintrag in den Lebensraum Boden eine Agrarökosystems unter atmosphärischer CO ₂ -Anreicherung	663-664
WACHENDORF, C.	δ ¹³ C-Werte der OBS in den Mikrosenken der Halbwüste Baskunchak widerspiegeln die Besiedlung der C ₃ - und C ₄ -Vegetation	665-666
WELL, R.; F. JARADAT; E. KURGANOVA; V. LOPES; H. FLESSA	Umsetzung von Exkrementstickstoff im Boden: Differenzmethode versus ¹⁵ N-Markierung	667-668
WERTH, M.; Y. KZUYAKOV	Measurement of Isotopomer Signatures of N ₂ O Emitted from Arable Soils – A Microcosm Study to Characterize the Source Processes and the Isotopic Fingerprint of Soil-derived N ₂ O	669-670
	Trennung von Wurzelatmung und rhizomikrobieller Atmung mit Hilfe der natürlichen ¹³ C-Abundanz in Pflanzen, Boden, mikrobieller Biomasse und CO ₂	671-672

WIEDERHOLD, J.G.; N. TEUTSCH; S.M. KRAEMER; P.M. BORER; A.N. HALLIDAY; R. KRETZSCHMAR	Stabile Eisen-Isotope in der Bodenkunde - Untersuchung der Fraktionierungsmechanismen in der Natur und im Labor	673-674
WIESENBERG, G.L.B.; J. SCHWARZBAUER; K. SCHNECKENBERGER; Y. KUZYAKOV; L. SCHWARK	Bildung und Transport von Lipiden in Pflanzen und Böden – Ergebnisse eines Labor-Markierungsexperiments	675-676
WILCKE, W.; M. KAUPENJOHANN	Stabile Isotope von Cd, Cu, Pb und Zn als Tracer anthropogener Schwermetallbelastung	677-678

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und III

HILSCHER, A.; F.J. GONZÁLEZ-VILA; J.A. GONZALEZ-PÉREZ; T. BOSKI; H. KNICKER KALININA, O.; L. GIANI	Black Carbon ein wichtiger Bestandteil der partikulären organischen Substanz in feuerbeeinflussten Arenosolen	681-682
PAGELS, B.; A. FRITZSCHE; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER SCHAAF, W.; B. WECKER	Freisetzung und Austrag von gelösten und kolloidalen Stoffen unter variablen Redoxbedingungen in Auenböden – Erste Ergebnisse - Die kleinräumige Verteilung kohligter Substanz und ihr Einfluss auf chemische Eigenschaften von Kippenböden	683-684 685-686 687-688
TYUFEKCHIEVA, N.; J. PRIETZEL; J. THIEME; I. KÖGEL-KNABNER; D. PATERSON; I. MCNULTY WEBER, F.-A.; A. VOEGELIN; R. KRETZSCHMAR	Röntgenspektromikroskopische Methoden zur Erfassung der Schwefel-Bindungsformen in einer Brauerde-Stagnogley-Niedermoor-Toposequenz Schadstoffdynamik in Auenböden unter variablen Redox-Bedingungen: Einfluss von kolloidalem Transport	689-690 691-692

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen II und VII

DOMINIK, P.; K. ILG; J.SIEMENS; M. KAUPENJOHANN HURRAß, J.; G.E. SCHAUMANN	Phosphatsorption dispergiert an Quarzsand haftende Fe-Oxide Sind Glasübergänge ein typisches Merkmal humoser Bodenproben?	695-696 697-698
MIKUTTA, R.; M. KLEBER; M.S. TORN; R. JAHN	Beitrag von mineralorganischen Assoziationen und rekalkitranter organischer Substanz zur C-Stabilisierung	699-700
MÖDL, C.; C. MIKUTTA; H. WORMANN; M. KAUPENJOHANN; W. AMELUNG	Coating Efficiency of Organic Matter on Goethite Depends on Organic Matter Quality	701-702
VETTERLEIN, D.; J. MATTUSCH; H.TANNEBERG; J. ACKERMANN; K. SZEGEDI; H.-U. NEUE; R. JAHN	Die Bedeutung von Rhizosphärenprozessen für die Bioverfügbarkeit von Arsen – Fallbeispiel Goethit	703-704
VOEGELIN, A.; R. KRETZSCHMAR	Bildung und Auflösung von reinen und gemischten Zn- und Ni-Präzipitaten im Boden: Resultate von Säulenversuchen und EXAFS Spektroskopie	705-706

ZEISIG, A.; R. DOHRMANN; R. JAHN	Allophanreicher Ton aus Ecuador Boden – Ton – Rohstoff?	707-708
-------------------------------------	--	---------

Gemeinsame Sitzung der Kommissionen V und VIII

ADLER, G.H.; B. BOCK; E. GEHRT; R. KÖTHE; U. STEGGER BAURIEGEL, A.; J. ZEITZ	Automatisierte Erstellung der digitalen Geomorphographischen Karte der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (GMK 1000) Zur Aussagesicherheit von abgeleiteten flächenbezogenen Profil-Horizontdaten	711-712 713-714
BETZER, H.J.; D. ELHAUS; H.P. SCHREY	Zur Aussagesicherheit einer Ableitung der nutzbaren Feldkapazität aus den Klassenzeichen und Wertzahlen der Bodenschätzung	715-716
ECKELMANN, W.	FISBo BGR – Das Fachinformationssystem Bodenkunde der BGR – Status 2005	717-718
EMMERICH, K.-H.; U. DROLSHAGEN; K. LÜGGER; S. STERN	Bodendauerbeobachtung in Hessen: Auswertung Schwermetalle	719-720
FIER, A.; W. SCHÄFER; U. MÜLLER	Quantifizierung und Darstellung von Phosphorausträgen aus drei diffusen P-Quellen für Niedersachsen	721-722
FRIEDRICH, K.; M. SCHMANKE	Erfahrungen zur landesweiten Auswertung von Daten zum Schätzungsnachweis (ALB Folie 32) und Vergleich mit Auswertungen der Folie 042 (ALK) für Belange des Bodenschutzes in Hessen	723-724
GUNREBEN, M.	Bodenbewertung in Planungs- und Zulassungsverfahren	725-726
HARRACH, T.	Prioritäten bei der behutsamen Reform der Bodenschätzung	727-728
HARTMANN, K.-J.; K. FRIEDRICH; V. HENNINGS; U. MÜLLER	„Mindestdatensatz Bodenparameter“ zur Anwendung bodenschutzrelevanter Methoden	729-730
HELBIG, H.	Das Umweltdatenraster 40x40m von Sachsen-Anhalt (UDR 40 ST) als räumliches Datenmodell für die Bodenfunktionsbewertung	731-732
HENNINGS, V.; A. RICHTER; O. DÜWEL; U. STEGGER; W. ECKELMANN	Bundesweite Darstellung bodenkundlicher Kennwerte für Aufgaben zum Bodenschutz – das Projekt "Bodenatlas" der BGR	733-734
HINCK, S.; K. MÜLLER; M. EMEIS	Erfassungsmöglichkeiten verschiedener Bodenparameter mit Hilfe einer Multi-Sensortechnik	735-736
KRUG, D.; J. HAGEDORN; G.H. ADLER; M. BOCK; E. GEHRT; R. KÖTHE; U. STEGGER	Die Geomorphographischen Karten der Bundesrepublik Deutschland im Maßstab 1:1.000.000 (GMK 1000)	737-738
LANTZSCH, P.; J. ZEITZ	Einsatz und Nutzung der Bodengeologischen Karte 1:50.000 (Blatt Potsdam) und anderer landesweit verfügbarer Kartenwerke für die Kennzeichnung und Bewertung von Böden als Archive der Naturgeschichte	739-740
LAVES, D.; R. KLOSE	Anpassungsmaßnahmen zur Bewirtschaftung Cadmium belasteter landwirtschaftlich genutzter Böden	741-742
LÜGGER, K.; U. DROLSHAGEN; K.-H. EMMERICH; S. STERN	Bodendauerbeobachtung in Hessen: Auswertung organischer Spurenstoffe	743-744

MEER, U.; T. MOSIMANN	Beurteilung und Verminderung der Heterogenität von Bodenbasisdaten mittelmaßstäbiger Karten	745-746
MESCHÉDE, D.; K. FRIEDRICH; C. OPP	Anwendungsbeispiele der bodenkundlichen Weinbergskartierung in Hessen – Von der Datenaufbereitung zur GIS-gestützten Analyse der Weinbergslagen	747-748
MILLER, R.; M. PETER; S. SAUER; T. VORDERBRÜGGE	Landesweite Auswertungskarten zum Bodenschutz für Hessen und Rheinland-Pfalz	749-750
PETER, M.; R. MILLER	Kommunales Bodenschutzkonzept für eine Kommune mittlerer Größe im Ballungsraum Rhein-Main	751-752
SAUER, S.; J. GAUER; D. WILL	Entwicklung eines großmaßstäbigen und bodenfunktionsbezogenen Kartenwerkes für Rheinland-Pfalz	753-754
SCHWEITZER, K.	Kennzeichnung des P-Status von Böden zur flächenbezogenen Vorhersage des P-Austrages	755-756
UTERMANN, J.; O. DÜWEL; A. MÖLLER; I. NAGEL	Flächenbezogene Auswertung zu Hintergrundwerten für Spurenelemente in Ober- und Unterböden im bundesweiten Maßstab	757-758
WEIPPERT, H.; T. GAISER; K. STAHR	Disaggregation von Bodendaten als Beitrag zum integrierten Wassermanagement im Neckareinzugsgebiet	759-760

Referate, Poster des Arbeitskreises „Böden in Unterricht und Weiterbildung“

ANLAUF, R.; F. RÜCK	Bekanntheitsgrad und Interesse an bodenkundlichen Fragestellungen bei Oberstufenschülerinnen und -schülern	763-764
AUBENDORFER, M.; E. DIETZ	Präsentationsbausteine Boden	765-766
BOHME, K.	Spielidee: Was krabbelt denn da?	767-768
GEYER, K.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH	Aufbau einer virtuellen Lehr-Lernumgebung „Landwirtschaft – Boden – Wasserschutz“	769-770
HELD, G. V.; K. BÖHME; K. MUELLER; V. MUELLER	Medienkatalog zur Einführung bodenkundlicher Inhalte in den schulischen Unterricht	771
HERRMANN, L.	Bodenbildung in Deutschland – Was haben wir erreicht, was ist noch zu tun	773-774
JOST, I.; C. OPP	Zur Vermittlung von Kenntnissen über Böden eines Bodenlehrpfades. Beispiele, Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes unterschiedlicher Medien	775-776
TIARKS, T.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH; K. GEYER	Landwirtschaft – Boden – Wasserschutz Eine Lernwerkstatt an einer Grundschule in Niedersachsen	777-778

Inhalt nach Autoren

ACKERMANN, J.; D.VETTERLEIN; H. TANNEBERG; J. MATTUSCH; H.-U. NEUE; R. JAHN	119-120
ADLER, G.H.; B. BOCK; E. GEHRT; R. KÖTHE; U. STEGGER	711-712
AHL, C.; S. BECKMANN; F. GESSLER; J. NIEMEYER; S. PAGEL-WIEDER	121-122
ALBRECHT, C.; B. HUWE; R. JAHN	291-292
ALBRECHT, M.C.; H.-C. FRÜND; A. WESTPHAL	293-294
ALTFELDER, S.; W.H.M. DUIJNISVELD; T. STRECK; G.H. MEYENBURG; J. UTERMANN	443-444
ANLAUF, R.; F. RÜCK	763-764
APPUHN, A.; R.G. JØRGENSEN	3-4
AUGUSTIN, S.; F. MAKESCHIN; S. ANDERS; W. BECK; K. BUTTERBACH-BAHL; C. FÜRST; F. HORNSCHUCH; J. KOCH; J. MÜLLER; H. PAPAN; A.J.K. STEINER	215-216
AUßENDORFER, M.; E. DIETZ	765-766
AUST, M.-O.; S. THIELE-BRUHN; P. LEINWEBER	633-634
BAASCH, A.; D. GOETZ	445-446
BAUM, C.; K. HRYNKIEWICZ	165-166
BAURIEGEL, A.; J. ZEITZ	713-714
BECHER, H.H.	23-24
BECHTHOLD, I.; M.A. YOUSSEF; S. KÖHNE; B. LENNARTZ; R.W. SKAGGS	25-26
BECK, J.; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	635-636
BEDANO, J.C.; A. RUF	5-6
BERGER, K.; S. MELCHIOR	447-448
BERGER, W.; U. KALBE; J. ECKARDT, H.-P. WALZEL	449-450
BERNSDORF, S.; N. BÖHLMANN; R. MEISSNER	217-218
BETHGE-STEFFENS, D.; R. MEISSNER; H. RUPP	451-452
BETZER, H.J.; D. ELHAUS; H.P. SCHREY	715-716
BEYLICH, A.; H. HÖPER; A. RUF; B.-M. WILKE	183-184
BEYME, B.; R. TIPPKÖTTER	453-454
BIGALKE, M.; M. SCHULZE; S. HÖKE; W. BURGHARDT	295-296

BILLEN, N.; H. CHEN; B. HÖLL; S. TRIEBE; B. DELLER, K. STAHR	219-220
BÖHM, C.; D. LANDGRAF; F. MAKESCHIN	167-168
BÖHM, P.; S. DIEMER; E.-D. SPIES	297-298
BÖHME, K.	767-768
BOSAK, V.; K. STAHR; M. ZAREI	539-540
BOTSCHEK, J.; N.B. ÖKTEN; B. CHAFIK; M. KEHL; A. SKOWRONEK	299-300
BOY, J.; W. WILCKE; C. VALAREZO	221-222
BRAUCKMANN, H.-J.; G. BROLL	185-186
BREUER, L.; J.A. HUISMAN; T. KELLER; H.-G. FREDE	455-456
BROLL, G.; C. ERBER	301-302
BUCZKO, U.; O. BENS; R.F. HÜTTL	27-28
BUIVYDAITE, V.V.; A. MOTUZAS; R. VAISVALAVIČIUS	419-420
BURGHARDT, W.; M. BIGALKE; C. BENNERSCHIEDT; T. STÜTZEL	303-304
BUSSEMER, S.; T. MAYER	305-306
BUTZ-BRAUN, R.; G. SCHÜLER	541-542
CHMIELESKI, J.; J. ZEITZ	223-224
CIGLASCH, H.; J. BUSCHE; W. AMELUNG; M. KAUPENJOHANN	123-124
CLEVER, U.; H. MEUSER	457-458
DAVID, S.; A. LEHMANN; K. STAHR	307-308
DEC, D.; D.; R. HORN	29-30
DIEHL, D.; G.E. SCHAUMANN	125-126
DILLING, J.; W.H.M. DUIJNISVELD; H.-E. GÄBLER; J. UTERMANN; K. DITTRICH; G. KLUMP	459-460
DOBERS, E.S.; T. STUCZYŃSKI	309-310
DOBNER, I.; U. HOLTHUIS; W. HEYSER; J. WARRELMANN; B. MAHRO	461-462
DOHLEN, M.; S. WESSEL-BOTHE	127-128
DOMINIK, P.; K. ILG; J. SIEMENS; M. KAUPENJOHANN	695-696
DÖRNER, J.; R. HORN	31-32
DRAŽENKA, S.; S. STEIN; I. PATTIS; M. SCHMID; A. HARTMANN	19-20

DREVES, A.; M.-J. NADEAU; P.M. GROOTES	225-226
DULTZ, S.; H. BEHRENS; A. SIMONYAN; J. MILTZ	543-544
DÜMIG, A.; P. BEYERLEIN; P. SCHAD; H. KNICKER; I. KÖGEL-KNABNER	311-312
DÜRING, R.-A.; S. KRAHE; J.A. HUISMANN, S. GÄTH	637-638
DUTTMANN, R.; K. SUMFLETH	33-34
DÜWEL, O.; H. BÖKEN; V. HENNINGS; W. SCHÄFER; A. THIERMANN	463-464
EBERHARDT, E.; P. FELIX-HENNINGSSEN	431-432
ECKELMANN, W.	717-718
EHLERS, K.; M. PETER; T. HARRACH	465
EHRMANN, O.; K.-H. FEGER	467-468
EICKHORST, T.; H. TAUBNER; R. TIPPKÖTTER	35-36
EINECKE, M.; H.H. GERKE; R.F. HÜTTL	37-38
EISENHAUER, N.; S. SCHEU	7-8
ELLERBROCK, R. H.; H.H. GERKE; M. KAISER	595-596
EMMERICH, K.-H.; U. DROLSHAGEN; K. LÜGGER; S. STERN	719-720
EMMERLING, C.; O. EHRMANN; H. GÖHLER; A. SCHWARTING;	187-188
ERBER, C.; H.-C. FRÜND	189-190
ERKOSSA, T.; K. STAHR; T. GAISER	605-606
ESCHENBACH, A.; M. FARAHBAKHS; J. HENKE; R. WIENBERG; B. MAHRO	469-470
EULENSTEIN, F.; M. WILLMS; J. OLEJNIK; S.L. SCHLINDWEIN; L. MÜLLER; U. SCHINDLER	471-472
FAZEKAS, O.; R. HORN; S. HAMANN	39-40
FEIND, N.; S. KISSNER; F. LANG; A. HERRE; M. KAUPENJOHANN	129-130
FELDMANN, M.; S. KRETSCHMER; W. BURGHARDT	567-568
FELL, H.; M. ZAUFT; J. ZEITZ	313-314
FIEDLER, S.; B.S. HÖLL; K. STAHR; H.F. JUNGKUNST	227-228
FIER, A.; W. SCHÄFER; U. MÜLLER	721-722
FORBRICH, I.; C. KRÜGER; S. GLATZEL; G. GEROLD	229-230
FRIEDRICH, K.; M. SCHMANKE	723-724
FRIEDRICH, M.; K. SÄGER; S. HÖKE	315-316

FRIELINGHAUS, M.; J. STARSONEK; A. WÜNSCH; W. PROCHNOW	569-570
FRÖHLICH, H.; L. BREUER; J.A. HUISMANN, H.-G. FREDE	473-474
FRUHNER, K.; R. HORN; H. FLEIGE	41-42
FRÜND, H.-C.; C. FRERICHS; F. RÜCK	191-192
FÜLLNER, K.; A. SKOWRONEK; N. GÜNSTER	317-318
FUNK, R.; H.I. REUTER; C. HOFFMANN; L. VÖLKER; D. ÖTTL	607-608
GAISER, T.; H. WEIPPERT; K. STAHR	475-476
GAUER, J.	319-320
GEBHARDT, S.; H. FLEIGE; R. HORN	43-44
GEHRT, E.	325-326
GEISSEN, V.; G.M. GUZMAN	193-194
GENSOR, A.; O. HEINEMEYER	231-232
GERBER, R.; P. FELIX-HENNINGSSEN; T. BEHRENS; T. SCHOLTEN	327-328
GERKE; H.H.; M. EINECKE	45-46
GERMER, K.; A. PETERS; W. DURNER	47-48
GESSLER, F.; J. NIEMEYER; S. PAGEL-WIEDER; H. BÖHNEL	169-170
GEYER, K.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH	769-770
GIESKA, M.; M. ALTERMANN; PLOEG VAN DER, R.R.	609-610
GILDEMEISTER, D.; G.E. SCHAUMANN; W. ROTARD	131-132
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHER; W.R. FISCHER	49-50
GRABE, M.; K.-J. HARTMANN; T. SCHOLTEN; R. JAHN	321-322
GRAEFE, U.	195-196
GRÖNGRÖFT, A.; N. CLASSEN; A. PETERSEN	323-324
GRÜNEWALD, G.; K. KAISER; R. JAHN	133-134
GUNREBEN, M.	725-726
HAAG, R.; I. STEMPELMANN	197-198
HABERMANN, J.; R.H. ELLERBROCK; M. KAISER	639-640
HAGEDORN, F.; T.I. HANDA, S. HÄTTENSCHWILER	233-234
HAGEMANN, K.; U. MÜLLER; W. SCHÄFER; H.-U. BARTSCH	329-330

HANNEMANN, J.	331-332
HARRACH, T.	727-728
HARTMANN, K.-J.; K. FRIEDRICH; V. HENNINGS; U. MÜLLER	729-730
HARTWICH, R.; R. BARITZ; S. THIELE	421-422
HARTWICH, R.; S. THIELE; R. BARITZ; M. FUCHS; D. KRUG	333-334
HAUBOLD-ROSAR, M.; K. TONDER; M. GAST; C. EMMERLING	199-200
HAUBRICH, F.; F. MAKESCHIN; M. UNGER; M. RÖDERSTEIN	135-136
HEIDUK, K.; O. HEINEMEYER; A. PACHOLSKI; H.J. WEIGEL	235-236
HEIM, A.; M.W.I. SCHMIDT	641-642
HEINEMEYER, O.; K. HEIDUK; A. PACHOLSKI	237-238
HEINRICH, J.; A. KRÜGER; K. OSTAZEWSKA	335-336
HELBACH, C.; O. BENS; O. STOCK; R.F. HÜTTL	477-478
HELBIG, H.	731-732
HELD, G. v.; K. BÖHME; K. MUELLER; V. MUELLER	771
HELFRICH, M.; B. LUDWIG; H. FLESSA	643-644
HEMPELMANN, N.; C. OPP; T. VORDERBRÜGGE	337-338
HENNINGS, V.; A. RICHTER; O. DÜWEL; U. STEGGER; W. ECKELMANN	733-734
HERBST, F.; W. MERBACH; W. GANS	239-240
HERING, J.; A. BAURIEGEL	339-340
HERRE, A.; F. LANG; C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	545-546
HERRMANN, L.	773-774
HEUMANN, S.; J. BÖTTCHER; G. BAUMGÄRTEL; A. LEGE; H. KAGE; U. MÜLLER; W. SCHÄFER	479-480
HIEKE, F.; R. TACKMANN; J. SCHMIDT; H.-B. HORLACHER	571-572
HILDEBRAND, E.E.; M. KERN; B. RABER	547-548
HILKE, I.; I. BISUTTE; M. RÄSSLER	241-242
HILSCHER, A.; F.J. GONZÁLEZ-VILA; J.A. GONZALEZ-PÉREZ; T. BOSKI; H. KNICKER	681-682
HINCK, S.; K. MÜLLER; M. EMEIS	735-736
HOEFER, G.; J. BACHMANN; R. HORN; W. SCHÄFER	51-52

HOEPFNER, U.; H. ZEPP	481-482
HOFFMANN, H.; B.-M. WILKE	171-172
HOFMANN, B.; S. BOTH; S. TISCHER; O. CHRISTEN	53-54
HOHNSTEDTER, D.; D.A. HILLER	343-344
HÖKE, S.	341-342
HÖLL, B.S.; S. FIEDLER; K. STAHR	243-244
HÖPER, H.; G. HAMSCHER	645-646
HURRAß, J.; G.E. SCHAUMANN	697-698
HUSCHEK, G.; J. SIEMENS; C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	137-138
HUWE, B.; C. ALBRECHT	345-346
INGWERSEN, J.; B. BÜCHERL; T. STRECK	597-598
IÖST, S.; G. MOSER; F. MAKESCHIN	245-246
ISERMANN, K.	573-574
JÄGER, F.; M. ÖZASLAN; G.E. SCHAUMANN	139-140
JAHN, R.	423-424
JANN, S.; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	483-484
JANSSEN, I.; R. HORN; B. ZHANG	55-56
JANSSEN, M.; B. LENNARTZ; A. MUTH	57-58
JASINSKA, E.; R. HORN, P. HALLETT	59-60
JORDAN, A.; S. GLATZEL	247-248
JORDAN, S.; VELTY, S.; J. ZEITZ	249
JOST, I.; C. OPP	775-776
JUNGE, B.; A. SKOWRONEK; V. GEISSEN	201-202
JUNGKUNST, H.F.; S. FIEDLER; T. SCHOLTEN	347
JÜSCHKE, E.; B. MARSCHNER	9-10
KAHL, G.; P. NUTNIYOM; J. INGWERSEN; S. TOTRAKOOL; K. PAMSOMBAT; P. THAVORNYUTIKARN; T. STRECK	61-62
KAHLE, P.; B. TIEMEYER; B. LENNARTZ	485-486
KAINZ, W.	349-350

KAISER, K.	351-352
KALBE, U.; W. BERGER; J. ECKARDT	487-488
KALININA, O.; L. GIANI	683-684
KASTEEL, K.; B. BOUS; L. WEIHERMÜLLER; A. VERWEERD; H. VEREECKEN	63-64
KASTLER, M.; K.-J. HARTMANN; R. JAHN	353-354
KAUPENJOHANN, M.; F. LANG	489
KAYSER, M.; A. BAURIEGEL	355-356
KEHL, M.; Y. BÖRGENS; A. SKOWRONEK	357-358
KERN, A.; B. HUWE	65-66
KHANNA, M.; W. BURGHARDT	359-360
KLEBER, M.; R. JAHN	361-362
KLEMENT, K.; C. GRABENSTEDT; H. JOISTEN; T. KÖHLER; S. KRAUSE; C. LANGENBRUCH; S. NIELEBOCK; J. ROHLER; H. SPONAGEL; L. GIANI	363-364
KLINGELMANN, E.; T. NEHLS; H. SCHMIDT; W. PESTEMER; G. WESSOLEK	365-366
KLITZKE, S.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	141-142
KLUGE, B.; K. SCHWÄRZEL; M. FACKLAM; M. LORENZ; G. WESSOLEK	251-252
KOCH, H.-J.; O. TOMANOVA; H. HEUER	575-576
KÖHNE, J.M.; J. SIMUNEK; B.P. MOHANTY	67-68
KÖHNE, S.; B. LENNARTZ; J.M. KÖHNE; J. SIMUNEK	69-70
KÖLBL, A.; I. KÖGEL-KNABNER	647-648
KOOP, B.; P. KAHLE; B. LENNARTZ	491-492
KOPCZYNSKI, A.; O. KALININA; L. GIANI	367-368
KOSZINSKI, S.; H.H. GERKE; R. BARTSCH	71-72
KRAMER, C.; G. GLEIXNER	649-650
KRÄMER, S.M.; P.U. REICHARD; R. KRETZSCHMAR	145-146
KRAUSS, M.; J. MOERING; M. KAUPENJOHANN	143-144
KRETZSCHMAR, E.; N. LAMERSDORF	369-370
KRETZSCHMER, S.; S. HÖKE; W. BURGHARDT	577-578
KRUG, D.; J. HAGEDORN; G.H. ADLER; M. BOCK; E. GEHRT; R. KÖTHE; U. STEGGER	737-738

KRÜGER, A.; H. NEUMEISTER	493-494
KRÜMMELBEIN, J.; S. PETH; R. HORN	73-74
KÜHN, D.	371-372
KÜHN, J.; R. RIPPEL; U. SCHMIDHALTER	253-254
KUHNT, G.; G. HOEFER; J. BACHMANN; W. SCHÄFER	495-496
KUZYAKOV, Y.; E. SHEVTZOVA; K. PUSTOVOYTOV	373-374
LAMERS, M.; J. INGWERSEN; T. STRECK	257-258
LAMPARTER, A.; J. BACHMANN; S.K. WOCHER; M. DEURER; M.O. GOEBEL	75-76
LANDGRAF, D.; F. LIEBNER; L. BÖCKER	255-256
LANG, F.; S. SCHIMPEL; M. KAUPENJOHANN	375
LANTZSCH, P.; J. ZEITZ	739-740
LAVES, D.; R. KLOSE	741-742
LEHMANN, A.; S. DAVID; K. STAHR	377-378
LEMMNITZ, C.; M. KUHNERT; S. HAUBROCK; O. BENS; R.F. HÜTTL	611-612
LENNARTZ, B.; B. KOOP	77-78
LOBE, I.; T. V. TÜMPLING JR.	147-148
LOPEZ DE LLERGO JUÁREZ, J.J.G.; V. GEISSEN; C. KAMPICHLER	579-580
LORDICK, A.; S. KRETSCHMER; S. HÖKE; W. BURGHARDT	581-582
LOZADA, A.S.; V. GEISSEN	497-498
LUCKE, B.; M. SCHMIDT; R. BÄUMLER; Z. AL-SAAD	379-380
LUDWIG, B.; M. HELFRICH; H. FLESSA	259
LÜGGER, K.; U. DROLSHAGEN; K.-H. EMMERICH; S. STERN	743-744
MAIR, J.; P. ILLMER	203-204
MAKOWSKY, L.; S. TAPERON; H. MEUSER	499-500
MARKGRAF, W.; R. HORN	79-80
MASHALI, S.; A.M. ABOU EL-KHEIR; C. AHL; K.W. BECKER	149-150
MAURER, T.; L. HERRMANN; T. GAISER; M. MOUNKAILA; K. STAHR	613-614
MEER, U.; T. MOSIMANN	745-746
MEISSNER, R.; T. NEEF; M. RODE; J. SPINDLER	81-82

MELLERT, K.H.; A. GENSIO; A. GÖTTLEIN; C. KÖLLING	501-502
MENZER, A.; K.-H. FEGER	503-504
MESCHEDE, D.; K. FRIEDRICH; C. OPP	747-748
MEYER, K.; C. RÜPPEL; R. WELL	505-506
MICHEL, K.; B. LUDWIG	151-152
MIKUTTA, R.; M. KLEBER; M.S. TORN; R. JAHN	699-700
MILLER, R.; M. PETER; S. SAUER; T. VORDERBRÜGGE	749-750
MÖDL, C.; C. MIKUTTA; H. WÖRMANN; M. KAUPENJOHANN; W. AMELUNG	701-702
MÖLLER, A.; U. RANKE	615-616
MOSIMANN, T.; S. SANDERS	617-618
MOUNKAILA, M.; L. HERRMANN; G. GAISER; T. MAURER; K. STAHR	381-382
MUELLER, K.; R. BÖHME; F. RÜCK	383-384
MUHAMMAD, S.; T. MÜLLER; R.G. JØRGENSEN	11-12
MÜLLER, I.; B. MARSCHNER	583-584
MÜLLER, L.; G. SHEPHERD; U. SCHINDLER; F. EULENSTEIN; A. BEHRENDT	507-508
MÜLLER, T.; P.V.FRAGSTEIN U. NIEMSDORFF	261-262
NESTROY, O.	433-434
NEUFELDT, H.; M. SCHÄFER; E. ANGENENDT; M. KALTSCHMITT; J. ZEDDIES	263-264
NOLTE, C.; R. FOHRMANN	509-510
OELMANN, Y.; W. WILCKE; R. BOL	651-652
OHM, H.; U. HAMER; B. MARSCHNER	173-174
OPP, C.; V.I. KHAKIMOV (†)	385-386
OVERESCH, M.; G. BROLL; H. HÖPER; B. KLEEFISCH	619-620
PACHOLSKI, A.; R. MANDERSCHIED; R. GIESEMANN; O. HEINEMEYER; K. HEIDUK; H.J. WEIGEL	265-266
PAGELS, B.; A. FRITZSCHE; K.U. TOTSCHKE; I. KÖGEL-KNABNER	685-686
PAGEL-WIEDER, S.; F. GESSLER; J. NIEMEYER; D. SCHRÖDER	153-154
PÄLCHEN, W.; Z. STRZYSZCZ; G. RANK; T. MAGIERA	549-550

PARTSCH, S.; A. MILCU; S. SCHEU	13-14
PAUL, S.; H. FLESSA; E. VELDKAMP	653-654
PENG, X.; R. HORN	87-88
PETER, M.; R. MILLER	751-752
PETERS, A.; W. DURNER	83-84
PETH, S.; J. KRÜMMELBEIN; Z. WANG; Z. YING; R. HORN	85-86
PIETSCH, D.; C. OPP	387-388
POCHE, S.K.; J. BACHMANN	113-114
POHLERT, T.; L. BREUER; J.A. HUISMAN; H.-G. FREDE	511-512
POTTHOFF, M.; H.-H. STEINMANN; F. BEESE	15-16
PRASUHN, V.; P. LAZZAROTTO; C. STAMM; H. FLÜHLER	513-514
PRIETZEL, J.	515-516
PUSTOVOYTOV, K.	389-390
RABER, B.; E.E. HILDEBRAND	175-176
RAUBUCH, M.; A. CAMPOS; R.G. JÖRGENSEN	17-18
REIHER, W.; R.-A. DÜRING; S. GÄTH	517-518
RENGER, M.; FACKLAM, M.; B. KLUGE; L. SCHLENTHER; G. WESSOLEK	519-520
RICHTER, A.; U. STEGGER; C. SIEBNER	585-586
RICHTER, F.-H.; H. FLEIGE; R. HORN; H.-P. BLUME	391-392
RINKLEBE, J.; H.-U. NEUE	393-394
ROGASIK; H.; I. ONASCH; O. TOMANOVA; H.-J. KOCH	89-90
ROSENKRANZ, S.; Y. OELMANN; W. WILCKE; C. ROSCHER; J. SCHUMACHER; E.-D. SCHULZE, W.W. WEISSER	267-268
RÜCKNAGEL, J.; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	521-522
RÜPING, K.B.; R. DOHRMANN; R. JAHN; M. KLEBER	551-552
SANDER, T.; H.H. GERKE	91-92
SAUER, D.; SCHELLMANN, G.; K. STAHR	395-396
SAUER, S.; J. GAUER; D. WILL	753-754
SAUER, T.; S. SEELING; C. MÜLLER	93-94

SAUERWEIN, M.	435-436
SCHAAF, W.; B. WECKER	687-688
SCHARNAGL; B.; H.P. DAUCK; T. DUWE; S. GÄRTNER; M. GHARBI; A. GRUNST; A.HAGEMANN; B.HANDELMANN; R.LIEBENEINER; J.PAPENDIECK; A. REETSCH; N. SANDT; A.SCHWAN;R.THIES; R.NIEDER	269-270
SCHAUER, E.T.; A. KRUMBEIN; I. SCHONHOF; M. SCHREINER	655-656
SCHINDLER, U.; J. STEIDL; F. EULENSTEIN; L. MÜLLER; J. THIERS	397-398
SCHLEUß, U.; C. HAFMANS	399
SCHMIDT, R.; M. ZEIDLER	401-402
SCHNECKENBERGER, K.; D. DEMIN; Y. KUZYAKOV; K. STAHR	271-272
SCHNEIDER, R.	95-96
SCHOBEL, S.; B. HEYEN; M. VOHLAND; D. SCHRÖDER	587-588
SCHÖN, H.-G.; S. HINCK	177-178
SCHRADER, S.; J.-A. THIELE; A. PACHOLSKI	205-206
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	621-622
SCHRUMPF, M.; E.-D. SCHULZE; M. OLSSON	273-274
SCHÜLER, G.; C. SIMON-BIHL; I. WEISMÜLLER	523-524
SCHULER, U.; L. HERRMANN; K. SPOHRER; K. STAHR	405-406
SCHÜLLI, I.; D. SAUER; K. STAHR; R. SPERSTAD; R. SØRENSEN	403-404
SCHWARZ, J.; S. THIELE-BRUHN; G.E. SCHAUMANN; H. KNICKER	657-658
SCHWARZ, U.; W. YUNJING; J. INGWERSEN; J. XIAOTANG; T. STRECK	659-660
SCHWÄRZEL, K.	97-98
SCHWEIGERT, P.	275-276
SCHWEITZER, K.	755-756
SEEGER, J.; I. KISTNER; G. OLLESCH; R. MEISSNER; M. RODE	599-600
SIEBERT, S.; P. RIEß; I. LEIFERT; V. MAX; S. HACKENBERG	623-624
SIEMENS, J.; K. HEIDUK; A. PACHOLSKI; A. GIESEMANN; M. KAUPENJOHANN; H.J. WEIGEL	277-278
SKOWRONEK, A.; R.N. MURTI	407-408

SPONÄGEL, H.	425-426
SPOTT, O.; C. STANGE; B. APELT	661-662
STAHR, K.; M. ZAREI; R. JAHN; D. SAUER	553-554
STANGE, C.F.	155-156
STEFFENS, M.; A. KÖLBL; I. KÖGEL-KNABNER	207-208
STEIN, C.; D. SAUER; S. WAGNER; H. BRÜCKNER; K. STAHR	555-556
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; E. BANTELMANN; H.-J. WEIGEL	663-664
STOCK, O.; O. BENS; R.F. HÜTTL	99-100
STRECK, T.; J. INGWERSEN; B. SCHUTTE; H.-D. KRUTZBACH; J. BREUER	101-102
STRZYSZCZ, Z.; M. RACHWAL; T. MAGIERA	557-558
STUBBE, A.; J. RINKLEBE; H.-U. NEUE	157-158
STUMPE, B.; B. MARSCHNER	159-160
SZEGEDI, K.; D. VETTERLEIN; H.-U. NEUE; R. JAHN	601-602
SZYSKA, B.; M. BACH; L. BREUER; H.-G. FREDE	279-280
TACKMANN, R.; F. HIEKE; H.-B. HORLACHER; J. SCHMIDT	589-590
TANNEBERG, H.; R. JAHN; K.-J. HARTMANN	411-412
TAPERON, S.; L. MAKOWSKY; H. HEUSER	525-526
TAUBNER, H.; B. ROTH; R. TIPPKÖTTER	103-104
TAUCHNITZ, S.; S. BERNSDORF; R. MEISSNER	527-528
THERHOEVEN-URSELMANS, T.; K. MICHEL; M. HELFRICH; H. FLESSA, B. LUDWIG	281
THIELE-BRUHN, S.	161-162
THIERE, J.; M. SOMMER; D. DEUMLICH; L. VÖLKER	283-284
THIERMANN, A.; W. SCHÄFER	625-626
TIARKS, T.; H.-J. BRAUCKMANN; G. BROLL; M. FLATH; K. GEYER	777-778
TIEMEYER, B.; R. MOUSSA; B. LENNARTZ	105-106
TIPPKÖTTER, R.; E. HAUPT; T. EICKHORST	179-180
TISCHER, S.	209-210
TOLKSFORF-LIENEMANN, E.	559-560
TONKONOGOV, V.; I. LEBEDEVA; M. GERASIMOVA	427-428

TRESSEL, E.; S. WINTRICH; R. SCHNEIDER; S. SCHOBEL	529-530
TRINKS, S.; R. PLAGGE; H. STOFFREGEN; G.WESSOLEK	107-108
TURYABAHIKA, F.; A. KUZYAKOV; T. LYSENKO; D. DEMIN; H. FISCHER	665-666
TYUFEKCHIEVA, N.; J. PRIETZEL; J. THIEME; I. KÖGEL-KNABNER; D. PATERSON; I. MCNULTY	689-690
ULONSKA, H.-J.	409-410
ULRICH, S.; J. RÜCKNAGEL; B. HOFMANN; O. CHRISTEN	109-110
UNTERSEHER, E.; J. MAIER; J. WINCKLER	591-592
UTERMANN, J.; O. DÜWEL; A. MÖLLER; I. NAGEL	757-758
VETTERLEIN, D.; J. MATTUSCH; H.TANNEBERG; J. ACKERMANN; K. SZEGEDI; H.-U. NEUE; R. JAHN	703-704
VOEGELIN, A.; R. KRETZSCHMAR	705-706
VORDERBRÜGGE, T.; R. MILLER; M. PETER; S. SAUER	531-532
WACHENDORF, C.	667-668
WAGNER, A.; J. SIEMENS; C. SIEBE; M. KAUPENJOHANN	285-286
WAGNER, S.; D. SAUER; E.A.C. COSTANTINI; K. STAHR	561-562
WEBER, A.; B.-M. WILKE	211-212
WEBER, F.-A.; A. VOEGELIN; R. KRETZSCHMAR	691-692
WEHRER, M.; K. U. TOTSCHKE	533-534
WEIHERMÜLLER, L.; R. KASTEEL; H. VEREECKEN	111-112
WEIPPERT, H.; T. GAISER; K. STAHR	759-760
WELL, R.; F. JARADAT; E. KURGANOVA; V. LOPES; H. FLESSA	669-670
WERNER, G. ET AL.	437-438
WERTH, M.; Y. KZUYAKOV	671-672
WEYMANN, D.; F. JARADAT; R. WELL; H. FLESSA	287-288
WIEDERHOLD, J.G.; N. TEUTSCH; S.M. KRAEMER; P.M. BORER; A.N. HALLIDAY; R. KRETZSCHMAR	673-674
WIESENBERG, G.L.B.; J. SCHWARZBAUER; K. SCHNECKENBERGER; Y. KUZYAKOV; L. SCHWARK	675-676

WIESMEIER, T.; A. GRÖNGRÖFT	413-414
WILCKE, W.; M. KAUPENJOHANN	677-678
WILLMS, M.; F. EULENSTEIN; J. OLEJNIK; S.L. SCHLINDWEIN; K.C. KERSEBAUM	535-536
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; U.-K. SCHKADE	627-628
ZAREI, M.; L. HERRMANN; U. SCHULER; N. ANONGRAK; K. STAHR	563-564
ZAUFT, M.; H. FELL; J. ZEITZ	415-416
ZEIGER, M.; A.L. HORN; N. FOHRER	629-630
ZEISIG, A.; R. DOHRMANN; R. JAHN	707-708
ZUBER, T.; W. BORKEN; B. HUWE	115-116

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**der gemeinsamen Veranstaltung der Arbeitskreise „Bodenökologie“
und „Ökosystemforschung“ der GfÖ mit der AG „Bodenökologie“
und der Kommission III der DBG
22. und 23. März 2005, Kassel-Witzenhausen**

Band 107

Heft 1

2005

Die Bestimmung von Aminozuckern an Wurzeln und Böden mit HPLC

Astrid Appuhn^{a)}, Rainer Georg Jörgensen^{a)}

Einleitung

Bei vollständiger Entfernung der oberirdischen Biomasse sterben die Pflanzen ab. Die toten Wurzeln könnten dann von Mikroorganismen umgesetzt werden, was einen Anstieg der mikrobiellen Biomasse an den Wurzeln und eine erhöhte CO₂-Emission zur Folge hätte. Im weiteren Verlauf des Absterbens von Wurzeln müssten die Interaktionen zwischen Mikroorganismen auf der Wurzeloberfläche und Rhizosphäre eine entscheidende Rolle für den Abbau der Wurzeln spielen.

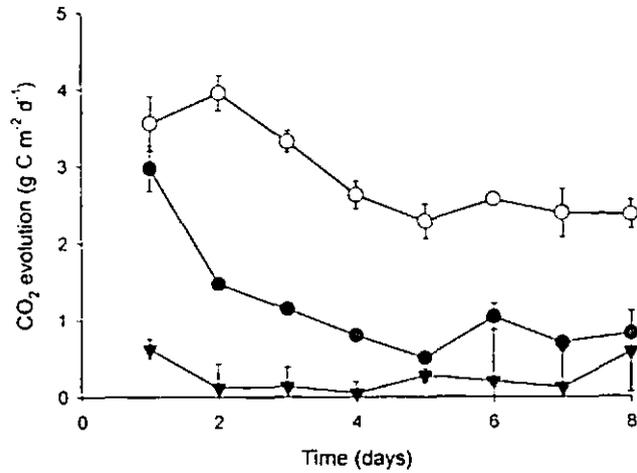


Abbildung 1
CO₂-Produktion während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (●), 2 cm Blattrest (○), oder ohne Gras (▼)

Material und Methoden

Das Gras wurde 24 Tage in 1 l Plastiktöpfen unter unkontrollierten Umweltbedingungen im Gewächshaus im August 2003 angezogen. Die oberirdische Pflanzenbiomasse wurde in der einen Variante komplett entfernt. In der anderen Variante blieben 2 cm Blattrest übrig. Die Töpfe wurden 1, 2, 3, 4 und 8 Tage nach der Entfernung der Grasblätter mit jeweils 5 Parallelen destruktiv beprobt. Durch Sieben wurde das Material auf 3 Fraktionen aufgeteilt: Gesamtboden, Rhizosphärenboden und Wurzelmaterial (JOERGENSEN 2000). An diesen Fraktionen wurden CHCl₃-lösliches C und N mit der Fumigations-Extraktions-Methode bestimmt (MUELLER et al. 1992; JOERGENSEN 2000). Ergosterol wurde nach Ethanolextraktion mit der HPLC gemessen (DJAJAKIRANA et al. 1996). Die Aminozucker Muraminsäure und Glucosamin wurden nach Hydrolyse mit 6 M HCl ebenfalls mit der HPLC als OPA-

a) Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

Derivate bestimmt (APPUHN et al. 2004). Muraminsäure (x60) und pilzliches Glucosamin (x10) wurden in bakterielles C und pilzliches C umgerechnet. Die CO₂-Produktion wurde täglich mit einem tragbaren IR-Gasanalysator ermittelt (BLANKE 1996).

Ergebnisse und Diskussion

In der Variante mit 2 cm Blattrest war die CO₂-Produktion von Tag 2 an fast dreimal höher als in der Variante mit kompletter Entfernung der Grasblätter (Abb. 1).

Nach dem Schnitt ist die Photosyntheseleistung der Pflanzen eingeschränkt. Bedingt durch eine geringere Blattoberfläche wird die Aufnahme von CO₂ und Sonnenenergie reduziert, wodurch auch die Produktion von Kohlenhydraten eingeschränkt ist. Eine daraus resultierende Einschränkung der Wurzelexsudation wäre dann einleuchtend. Da Wurzelexsudate sehr schnell von Rhizosphären-Mikroorganismen genutzt werden (KUZJAKOV et al. 2001), könnte sich eine Verringerung der freigesetzten organischen Verbindungen umgehend in der Anzahl der wurzel-nahen Mikroorganismen bemerkbar machen. MAYER et al. (2003, 2004) haben beschrieben, dass Rhizodeposite sehr schnell, d.h. innerhalb von Stunden oder Tagen von der mikrobiellen Biomasse umgesetzt und anschließend als mikrobielle Residuen immobilisiert werden.

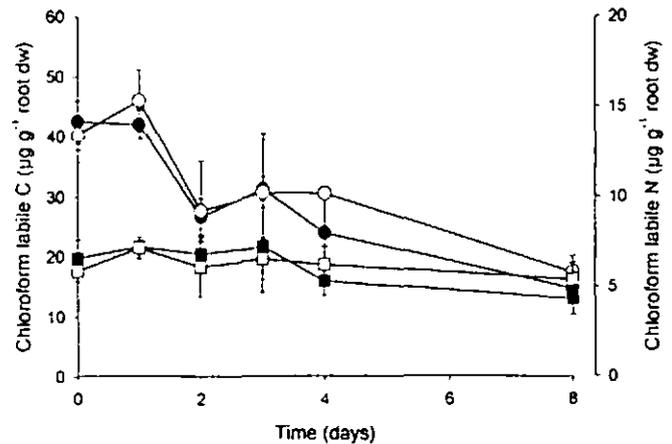


Abbildung 2
CHCl₃-labiles C und N in 0.5 M K₂SO₄-Extrakten von Graswurzeln während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (C: ●, N: ■) oder 2 cm Blattrest (C: ○, N: □)

Der CHCl₃-labile Kohlenstoff der Wurzeln verringerte sich signifikant von etwa 43 mg g⁻¹ TM am ersten Probenentwurf auf 16 mg g⁻¹ TM am letzten Probenentwurf. Der CHCl₃-labile Stickstoff blieb dagegen weitestgehend konstant. Bei beiden Messgrößen war kein Unterschied zwischen den beiden Schnittvarianten zu erkennen. Die Ergosterolgehalte verringerten sich in den ersten 5 Tagen in der Variante mit kompletter Entfernung stetig. In der Variante mit 2 cm Blattrest blieben sie zuerst konstant und zeigten am 4. und 8. Tag eine tendenzielle Abnahme (Abb. 3). Die Glucosamin-Gehalte an den Wurzeln zeigten eine leicht abnehmende Tendenz im Verlauf des Versuchs (Abb. 4). Die Muraminsäure-Gehalte nahmen dagegen in beiden Varianten tendenziell zu (Abb. 5).

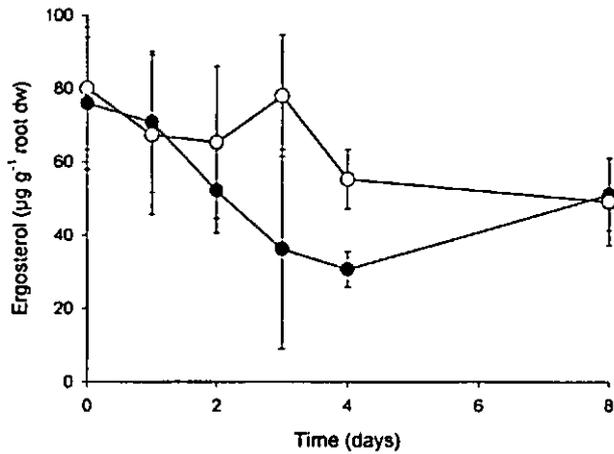


Abbildung 3
Ergosterol in Graswurzeln während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (●) oder 2 cm Blattrest (○)

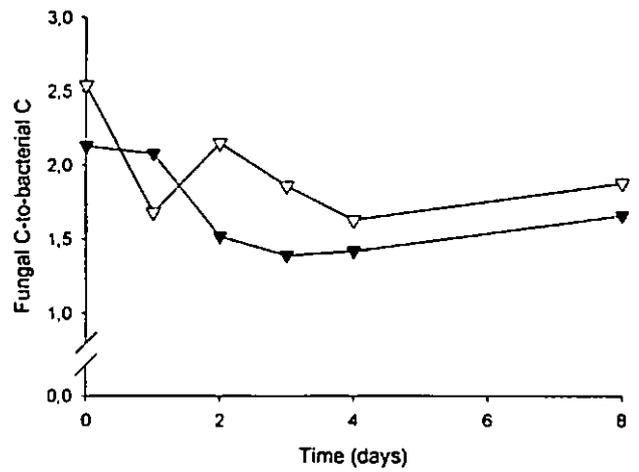


Abbildung 6
Der Quotient pilzliches C / bakterielles C in Graswurzeln während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (▼) oder 2 cm Blattrest (▽)

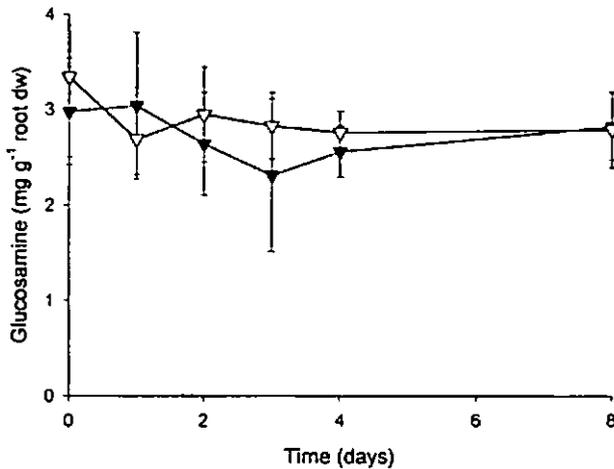


Abbildung 4
Glucosamin in Graswurzeln während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (▼) oder 2 cm Blattrest (▽)

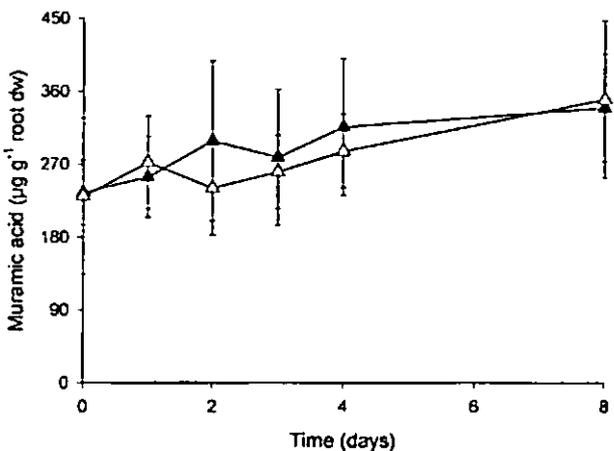


Abbildung 5
Muraminsäure in Graswurzeln während der 8 Tage nach kompletter Entfernung der Grasblätter (▲) oder 2 cm Blattrest (△)

Die Ergebnisse zeigen, dass die Pilzmasse im Laufe des Versuchs abnimmt. Die Bakterienmasse dagegen nimmt zu (Abb. 6).

Danksagung

Wir danken Gabriele Dormann für ihre hervorragende technische Assistenz. Astrid Appuhn dankt der DFG für finanzielle Unterstützung.

Literatur

- APPUHN A, JOERGENSEN RG, RAUBUCH M, SCHELLER E, WILKE B (2004) The automated determination of glucosamine, galactosamine, muramic acid and mannosamine in soil and root hydrolysates by HPLC. *J Plant Nutr Soil Sci* 167:17-21
- BLANKE MM (1996) Soil respiration in an apple orchard. *Environm Exp Bot* 36:339-348
- DJAJAKIRANA G, JOERGENSEN RG, MEYER B (1996) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biol Fertil Soils* 22:299-304
- JOERGENSEN RG (2000) Ergosterol and microbial biomass in the rhizosphere of grassland soils. *Soil Biol Biochem* 32:647-652
- KUZYAKOV Y, EHRENSBERGER H, STAHR K (2001) Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biol Biochem* 33:61-74
- MAYER J, BUEGGER F, JENSEN ES, SCHLOTTER M, HESS J (2003) Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ¹⁵N in situ stem labelling method. *Soil Biol Biochem* 35:21-28
- MAYER J, BUEGGER F, JENSEN ES, SCHLOTTER M, HESS J (2004) Turnover of grain legume N rhizodeposits and effect of rhizodeposition on the turnover of crop residues. *Biol Fertil Soils* 39:153-164
- MUELLER T, JOERGENSEN RG, MEYER B (1992) Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biol Biochem* 24:179-181

The community structure of soil mites in four different management systems with different types of vegetation composition in agroecosystems of the subhumid Pampa (Argentina)

José Camilo Bedano ^{a)} & Andrea Ruf ^{b)}

Introduction

Above and belowground communities influence each other through a variety of interactions. It has been showed that changes in vegetation biomass and diversity alter the habitat for soil organisms by affecting soil microclimatic conditions, resource availability and habitat diversity. In agroecosystems plant diversity and productivity are linked to management intensity. This is expected to have important effects on the decomposer community, including mesofauna. But the relationship between plant diversity and soil faunal diversity is still under discussion. While some authors found negative effects of decreasing plant diversity on soil biota, others found no effect or idiosyncratic responses (Gastine et al. 2003). This is maybe because there are complex interactions between plants, soil fauna, and soil abiotic conditions, that make difficult to predict the effects of changes in plant community structure on soil organisms.

There are theoretical expectations that higher plant diversity would lead to higher diversity of soil fauna. But it is known that in agroecosystems other factors are also involved. In this contribution we wanted to study the relationships between plant diversity and soil mesofauna diversity in our data of mites from subhumid pampa.

Materials and Methods

This study was conducted at La Colacha basin, Córdoba, Argentina. Four sites representing a plant diversity gradient were selected: a cattle-raising (CA), a mixed production system (MI), a native grassland (NA) and an agricultural site (AG). In agreement with previous investigations (Cantú, 1998) all these soils were natural grasslands at least until 1950, they have had the same land use history and the same grassland vegetation. Soil is a coarse-loamy, illitic, thermic Typic Hapludoll in the four sites (Cantú, 1998). The CA site had the highest plant diversity (alfalfa, relict natural grasses and weeds). In the MI site there was an annual rotation of maize or sunflower cropping and pastures for cattle raising. There were some weed species that increased plant diversity. The NA site was strongly

dominated by only one grass species, and diversity was lower. The AG site had historically very low plant diversity, but before the sampling there was a change in management intensity and there was a fast establishment of weeds that enhanced plant diversity (early succession). Six soil cores (10 x 10 cm) by site were obtained on August 1999. Mites were extracted in the Berlese-Tullgren apparatus over 10 days (See Bedano et al., 2004 for details).

Results and Discussion

The NA and CA sites had almost twice SOM content than MI and AG. The lower SOM content in MI and AG is related with the 50 years of intensive and clearly extractive agricultural practices developed in those fields. Soil moisture content in the natural grassland was higher than in the other sites. The reason might be the permanent plant cover that ameliorates the microclimate in the first centimetres of the soil, as was suggested by other authors (e.g. Rasmussen, 1999).

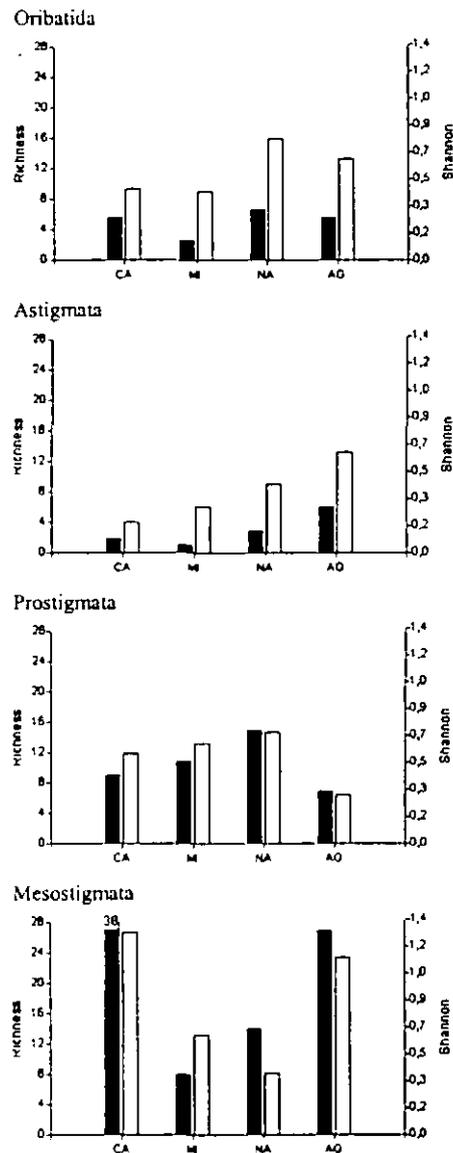


Figure 1: Number of species (black bars) and diversity (white bars) of the four suborders of edaphic mites.

a- National University of Río Cuarto, Geological Department, X 5804 BYA Río Cuarto, Córdoba, Argentina.
 b- University of Bremen, FB 2, UFT, Department of Ecology, Postbox 330440, D-28334 Bremen, Germany.

There was no clear relationship of oribatid mites richness and diversity with vegetation diversity. It was evident a poor species richness in the NA site, with only seven species. This result does not agree with other studies that found more species in temperate natural grasslands (e.g. Curry, 1969). We found the same species richness in AG than in CA site and also higher diversity. We infer that this is related with the short-term plant diversity increase in the AG site due to the reduction in management intensity that allowed some coloniser oribatids species to establish populations in the site.

Astigmata species richness and diversity was inverse to vegetation diversity gradient. The high diversity in the AG site is not surprising. Astigmatids mites are considered r-strategists with good coloniser capacities and they are capable to rapid responses to nutrient pulses (Norton, 1994). In Prostigmatid mites there was no clear relationship of species richness and diversity with vegetation diversity. Prostigmata is a very heterogeneous group including species with different life-history traits (Kethley, 1990). We suggest that the high species richness and diversity in the natural grassland was due to some species that were particularly adapted to natural conditions, as was observed by other authors (Kethley, 1990; Clapperton et al., 2002).

Also in Mesostigmatid mites there was no clear relationship with vegetation diversity. Species richness and diversity were higher in the CA and AG sites. We hypothesise that the high richness and diversity in the CA site is mainly related to the presence of cows. On one hand, we suggest that there was a microhabitat effect, associated with cattle dung. It is well known that cattle dung is the habitat for several Mesostigmatid species that have phoretic relationships with beetles (e.g. Koehler 1999). We suggest that this particular microhabitat in the CA site had a positive effect on the establishment of some species that can exploit the prey-rich food resources available in relation to cattle dung. On the other hand, we also suggest that there was a herbivory induced effect: there are studies showing herbivore effects on patterns of root exudation and carbon allocation (e.g. Bardgett et al., 1998). A number of studies have shown that this can enhance nematode (Freckman et al. 1979; Bardgett et al., 1997) and collembola biomass (Bardgett et al. 1993; Bardgett et al., 1998). Nematodes and collembolan are the preferred food for most mesostigmatid species (e.g. Koehler 1999), this can be another reason for the high richness and diversity of these mites in the CA site.

In general it was not possible to clearly identify a direct relationship between soil mite community structure and vegetation diversity. Our results

seems to support the hypothesis of "no effect or idiosyncratic responses" of soil mites to plant diversity in agricultural systems. The lack of clear responses indicates that in addition to effects mediated by plant diversity, other factors are involved. We suggest that these factors that explain mites diversity in this agroecosystems are mainly: 1-Succession (effects of short-term vegetation changes and associated nutrients), 2- Presence of cows (a- Microhabitat effect, associated with cattle dung; and b- Food resource: herbivory induced effect) and 3-Natural condition (adapted fauna).

References

- BARDGETT R.D., FRANKLAND J.C., WHITTAKER J B. 1993. The effects of agricultural practices on the soil biota of some upland grasslands. *Agric. Ecosys. Environ.* 45, 25-45.
- BARDGETT R. D., LEEMANS D. K., COOK R., HOBBS P.J. 1997. Seasonality in the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1285-1294.
- BARDGETT R.D., WARDLE D.A., YEATES G.W. 1998. Linking above-ground and below-ground interactions: how plant responses to foliar herbivory influence soil organisms. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1867-1878.
- BEDANO J.C., CANTU M.P., DOUCET M.E. 2004. Influencia de distintos sistemas de manejo de suelos en la densidad de ácaros (Arachnida: Acari) edáficos en agroecosistemas de Córdoba, Argentina. *Ciencia del Suelo* 22, 107-113.
- CANTU M.P. 1998. Estudio Geocientífico para la Evaluación Ambiental y la Ordenación Territorial de una cuenca pedemontana, Ph.D. Thesis, Ed. Biblioteca UNRC, Argentina.
- CLAPPERTON M.J., KANASHIRO D.A., BEHAN-PELLETIER V.M. 2002. Changes in abundance and diversity of microarthropods associated with Fescue Prairie grazing regimes. *Pedobiologia* 46, 496-511.
- CURRY J.P. 1969. The qualitative and quantitative composition of the fauna of an old grassland site at Celbridge, Co. Kildare. *Soil Biol. Biochem.* 1, 219-227.
- FRECKMAN D.W., DUNCAN D.A., LARSON J. R. 1979. Nematode density and biomass in an annual grassland ecosystem. *J. Range Manag.* 32, 418-422.
- GASTINE A., SCHERER-LORENZEN M., LEADLEY P.W. 2003. No consistent effects of plant diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Appl. Soil Ecol.* 24, 101-111.
- KETHLEY J. 1990. Acarina: Prostigmata (Actinedida). In: DINDAL, D.L. (Ed) *Soil biology guide*. John Wiley & Sons, New York, pp. 667-756.
- KOEHLER H. 1999. Predatory mites (Gamasina, Mesostigmata). *Agric. Ecosys. Environ.* 74, 395-410.
- NORTON, R., 1994. Evolutionary aspects of oribatid mite life histories and consequences for the origin of the Astigmata. In: HOUCK M.A. (Ed.), *Mites: Ecological and Evolutionary Analyses of Life-History Patterns*. Chapman & Hall, New York, pp. 99-135.
- RASMUSSEN K.J. 1999. Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil Till. Res.* 53, 3-14.

Invasion europäischer Lumbriciden in einen kanadischen Espenwald: Auswirkungen auf Bodenchemie, Mikroflora, Bodenmesofauna und Vegetation

Nico Eisenhauer ^{a)}, Stefan Scheu ^{a)}

Einleitung

Wälder der nördlichen Hemisphäre sind von zahlreichen Stressfaktoren und Veränderungen (z.B. Versauerung der Böden, Krankheiten, Klimawechsel, Einwanderungen von exotischen Arten) betroffen (ABER et al. 2001). Einwanderungen von exotischen Arten drohen die Struktur und Funktion von Ökosystemen in nördlichen Wäldern zu verändern, indem sie das Habitat für andere Arten und die Verfügbarkeit und Umsatzraten wichtiger Ressourcen verändern. Darüber hinaus können exotische Arten mit einheimischen Arten konkurrieren und diese ersetzen (VITOUSEK 1990). Bisher beschränkten sich Studien über die Einwanderungen von exotischen Arten meist auf die oberirdische Tier- und Pflanzenwelt, da diese am augenscheinlichsten sind (BOHLEN et al. 2004). Allerdings scheinen Einwanderungen im Bodensystem gleichermaßen verbreitet zu sein. Da immer mehr Ökologen die Wichtigkeit der Verknüpfungen zwischen ober- und unterirdischen Gemeinschaften erkennen (SCHEU 2001; WARDLE 2002), werden diese Einwanderungen mit zunehmendem Interesse studiert. Einwanderungen von exotischen Regenwurmarten in nördliche Wälder erregen deshalb immer größere Aufmerksamkeit (BOHLEN et al. 2004).

Regenwürmer starben im nördlichen Nordamerika während der letzten Eiszeit fast völlig aus und eine Wiederbesiedlung durch einheimische Populationen aus südlichen Regionen erfolgte nur langsam, so dass die Region des heutigen Kanada, mit Ausnahme der Küstenregion des Pazifiks, keine einheimische Regenwurmfafa besitzt (GATES 1982; MCKEY-FENDER & FENDER 1982). Erst mit der Besiedlung durch Europäer ab dem 16. Jahrhundert wurden europäische Regenwurmarten nach Nordamerika eingeschleppt (GATES 1982). Die Untersuchungsfläche im Westen Kanadas galt bis 1985 als frei von Regenwürmern. Seit einigen Jahren erobern von Europa eingeschleppte Lumbricidenarten die Waldböden der kanadischen Rocky Mountains im Süden von Alberta (SCHEU & MCLEAN 1993). Die Regenwurm-Invasion bewirkt ein Vermengen von Streu und Mineralboden (Bioturbation) und beeinflusst die Aggregat-Stabilität, den Wasserfluss, die Bodendurchlüftung, die Nährstoff-Mineralisierung, den Nährstoff-Turnover, die mikrobielle Aktivität und somit das Pflanzenwachstum (BOHLEN et al. 2004).

Ziel dieser Studie war es, den Status der Invasion von drei eingewanderten Regenwurmarten (*Lumbricus terrestris*, *Octolasion tyraeum*, *Dendrobaena octaedra*) in einen kanadischen Espenwald im Kananaskis Valley (Alberta) zu dokumentieren und deren Einfluss auf die Bodenmesofauna, die Vegetation, die mikrobielle Gemeinschaft und die Bodenchemie zu untersuchen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der östlichen Seite der Rocky Mountains im Kananaskis Valley ca. 80 km westlich von Calgary (Alberta, Kanada). Der untersuchte Espenwald liegt 1410 m über dem Meeresspiegel am Barrier Lake und wird von *Populus tremuloides* dominiert. *Populus balsamifera* und *Picea glauca* kommen ebenfalls vor. Die lichte Strauchschicht besteht primär aus jungen Espen. Die üppige Krautschicht besteht aus Rosen (*Rosa acicularis*, *R. woodsii*), Gräsern (z.B. *Bromus* sp., *Danthonia* sp. und *Agropyron* sp. [SCHEU & PARKINSON 1994]) und Kräutern (z.B. *Aster conspicuus*, *A. laevis*, *Viola canadensis*, *Epilobium angustifolium* und *Delphinium glaucum*). Das Kananaskis Valley hat ein kontinentales Klima mit langen, kalten Wintern mit zwischenzeitlich auftretenden warmen Chinook-Winden und kurzen, heißen und trockenen Sommern. Die mittlere Jahrestemperatur im organischen Horizont beträgt 3,8 °C (MITCHELL 1974). Der Boden bleibt normalerweise von November bis März gefroren, allerdings können während Chinook-Ereignissen die oberen Bodenschichten teilweise auftauen (COXSON & PARKINSON 1987). Während der warmen, trockenen Sommermonate (Juli und August) kann der Boden stark austrocknen (MITCHELL 1974). Der jährliche Niederschlag belief sich im Jahr 2001 auf 532 mm, 2002 auf 711 mm und 2003 auf 580 mm. Im Untersuchungsjahr 2004 waren bis einschließlich September bereits 615 mm Niederschlag gefallen, wobei gerade die Monate Mai bis August außergewöhnlich niederschlagsreich waren (Daten gemessen und aufgezeichnet an der Kananaskis Field Station).

Der Boden im untersuchten Espenwald hat eine L- und F-Streuschicht von ca. 1 bis 3 cm und eine Humusschicht von 4,5 bis 9 cm Dicke. Der durchschnittliche pH-Wert beträgt 6,05 (L- und F-Streuschicht: pH 6,7, Humusschicht: pH 5,6 und Mineralboden: pH 5,5; eigene Daten).

Transektuntersuchung

Zur Dokumentation des Einwanderungsstatus und zur Untersuchung der Regenwurmeinflüsse auf die Vegetation wurde ein Transekt (drei Replikate) vom Waldrand in den Wald gelegt (Plots 0,5 x 0,5 m, im Abstand von 20 m). Die Vegetation wurde bestimmt und die Koordinaten jedes Individuums und jedes Regenwurmauswurfs erfasst. Danach wurde die oberirdische Biomasse abgeerntet, nach funktionellen Gruppen getrennt und getrocknet. Innerhalb der Untersuchungsflächen wurden die oberen 10 cm des Bodens mit dem Spaten ausgestochen und mit der Hand auf Regenwürmer untersucht. Danach wurden die im darunter liegenden Boden befindlichen Regenwürmer mit Formalin ausgetrieben. Dabei wurden im Abstand von 15 min jeweils 1,5 l 0,4 % Formalin auf die Untersuchungsflächen appliziert (drei Applikationen). Die durch das Formalin irritierten und an die Oberfläche getriebenen Regenwürmer wurden abgesammelt, in Ethanol (70 %) konserviert und auf Artniveau bestimmt.

Macfadyen-Probenahme

Der Macfadyen-Bohrer hat einen Durchmesser von 5 cm und dient der Entnahme von Bohrkernen aus dem Boden. Die Bohrkernkerne wurden in Horizonte (L/F/Ew, H/A_b, A_p/C)

a) Fachbereich Zoologie, Technische Universität Darmstadt, Schnittspahnstr. 10, 64287 Darmstadt

geteilt und zur weiteren Analyse in Plastiktüten bei 5°C aufbewahrt.

Die Macfadyen-Probenahme diente zur Erfassung des Einflusses von *L. terrestris*-Bauten und der Präsenz von *O. tyrtaeum* auf Boden-Mesofauna, -Mikroorganismen und auf die Bodenchemie (C-Gehalt, N-Gehalt, C/N-Verhältnis, pH-Wert).

Zu diesem Zweck wurden an zehn Standorten jeweils drei Treatments (Regenwurmauswurf, laterale Probenahme, Kontroll-Probenahme) unterschieden und beprobt.

Die Bestimmung der mikrobiellen Parameter erfolgte mit der automatisierten O₂-Mikrokompressionsanlage. Zur Bestimmung der C- und N-Gehaltes wurde ein Elementaranalysator (Fa. Carlo-Erba, Milano, Italien, Modell EA 1108) verwendet. Die Boden-Mesofauna wurde mittels Hitzeextraktion aus den Bohrkernen ausgetrieben, in Ethanol (70 %) konserviert und bis auf Art- bzw. Gattungsniveau bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Invasion von *L. terrestris* und *O. tyrtaeum* in den untersuchten Espenwald ist noch nicht abgeschlossen. Es gibt Bereiche, die noch frei von den beiden Regenwurmarten sind. Man kann jedoch erkennen, dass gerade *O. tyrtaeum* in sehr hohen Dichten im Waldesinneren vorkommt, was ein typisches Phänomen bei der Invasion von Regenwurmarten in ein zuvor unbesiedeltes Gebiet ist, da es zunächst keiner Ressourcenlimitierungen gibt. Chemische und mikrobielle Parameter waren durch Eingangsbereiche von *L. terrestris*-Bauten nur in Horizont 1 signifikant verändert. *L. terrestris* brachte Streu in tiefere Bodenschichten, wo sie dann auch von *O. tyrtaeum* in den Mineralboden eingearbeitet wurde. Durch diese „Kooperation“ an Standorten des gemeinsamen Auftretens sind die organischen Horizonte fast völlig verschwunden. Dadurch ist das Habitat von *D. octaedra* stark eingeschränkt und die epigäische Regenwurmart kommt im Waldesinneren nur noch in geringen Dichten vor. *L. terrestris* und *O. tyrtaeum* reduzierten die mikrobielle Biomasse durch Konkurrenz um Ressourcen und mechanischer Störung. Sie veränderten außerdem die strukturellen und chemischen Eigenschaften des Bodens und verändern damit die Vegetation. Die vorliegende Studie deutet darauf hin, dass einige Pflanzenarten davon profitieren und andere negativ beeinflusst werden. Während *L. terrestris* einen tendenziell positiven Einfluss auf die Mesofauna (Abundanz: +26 %; Diversität: +8 %) hatte, war die Präsenz von *O. tyrtaeum* fast ausschließlich mit stark reduzierten Individuendichten (-75 %) und tendenziell erniedrigten Diversitäten (-29 %) verbunden. Gründe hierfür waren mechanische Störungen, die zunehmende Kompaktheit des Bodens und Konkurrenz um Nahrungsressourcen.

Aufgrund der rauen klimatischen Bedingungen im Kananaskis Valley (lange, kalte Winter und trockene Sommer) gehen die Veränderungen vermutlich vergleichsweise langsam vor sich. Allerdings wurde in dieser Studie gezeigt, wie drastisch sich die Invasion auf Vegetation, Bodenmesofauna, Mikroorganismen und Bodenchemie auswirken kann, und sie unterstreicht die überaus wichtige Stellung, die Regenwürmer im Bodensystem einnehmen.

Danksagung

Karen Yee, Stephan Partsch, Prof. Dr. Dennis Parkinson, Mark Maraun und Klaus Birkhofer.

Literatur

- Aber, J.D., Neilson, R.P., McNulty, S., et al. 2001. Forest processes and global environmental change; predicting the effects of individual and multiple stressors. *Bioscience* 51: 735-751.
- Bohlen, P.J., Scheu, S., Hale, C.M., McLean, M.A., Groffman, P.M. & Parkinson, D. 2004. Non-native invasive earthworms as agents of change in northern temperate forests. *Front Ecol Environ* 2: 427-435.
- Coxson, D.S. & Parkinson, D. 1987. Winter respiratory activity in aspen woodland forest floor litter and soils. *Soil Biol Biochem* 19: 49-59.
- Gates, G.E. 1982. Farewell to North American megadriles. *Megadrilogica* 4: 12-77.
- McKey-Fender, D. & Fender, W.M. 1982. *Arctiostrots* (gen nov.) Part I. The identity of *Plutellus perrieri* Benham, 1892 and its relation to glacial refugia. *Megadrilogica* 4: 81-85.
- Mitchell, K.J. 1974. Ecology of oribatid mites (Acari: Cryptostigmata) in an aspen woodland soil (PhD dissertation). University of Calgary.
- Scheu, S. & McLean, M.A. 1993. The earthworm (Lumbricidae) distribution in Alberta (Canada). *Megadrilogica* 4: 175-180.
- Scheu, S. & Parkinson, D. 1994. Effects of earthworms on nutrient dynamics, carbon turnover and microorganisms in soil from cool temperate forests of the Canadian Rocky Mountains – laboratory studies. *Appl Soil Ecol* 1: 113-125.
- Scheu, S. 2001. Plants and generalist predators as links between the below-ground and above-ground system. *Basic Appl Ecol* 2: 3-13.
- Wardle, D. 2002. *Communities and ecosystems: linking the aboveground and belowground components*. Princeton, NJ: Princeton University Press.

Increase of bacterial activity through effluent irrigation in Israeli soils

Elisabeth Jüschke¹, Bernd Marschner¹

Introduction

Due to the water shortage in the semiarid eastern mediterranean region irrigation of agricultural fields are conducted with treated wastewater effluents as alternative water source (Feigin et al. 1991). The effluent water is characterised by a pH around 8, high concentrations of ions, especially sodium and chloride, and particulate or colloidal of organic matter. Organic matter derived from the effluent can activate the microorganisms in the soil and lead to higher bacterial activity and degradation rates (Degens et al. 2000; Friedel et al. 2000; Oved et al. 2001; Brinkmann et al. 2004). This may have an influence on soil fertility due to an increase of soil organic matter degradation.

In an ongoing long-term study we want to evaluate the response of microorganisms to carbon sources originating from the effluent. In a lab experiment soil activity parameters in response to freshwater or effluent additions were determined.

Material and Methods

Small cylinders coated with Teflon tape and fixed to a cap with a drainage tube filled with a porous material called Geotextile at the bottom were filled with soil from freshwater and effluent irrigated fields of two different sites. The drainage system was necessary to create a slight suction similar to the water suction in the field. One soil was the typical soil for the coastal plain called Hamra soil (FAO: Chromic Luvisol). The soil has neutral pH and the texture is characterised by a high sand fraction (89%) and low clay (7%). The second soil has a clay content of 62% and low sand content of 15%, also neutral pH and is called Grumosol (FAO: Vertisol). It is mostly spread in the Israel Valley, a main agricultural area in the north. The samples were taken in spring after the irrigation break during the winter rainy season.

The cylinders were irrigated daily to 60 % of the water holding capacity which is considered optimal for aerobic microbial activity. The experiment was conducted under a constant temperature of 25°C and in darkness. The input of total C with the effluent water during the

experiment was 9.0 mg for the Luvisol and 9.6 mg for the Vertisol.

Soil respiration, microbial biomass and Fluorescence in situ hybridisation (FISH) were performed. Respiration measurements were conducted every month during the 4 month experiment. The CO₂ was determined with an GC analyser (Gas Chromatograph GOW-MAC Instrument Co. Series 580).

The Chloroform-Fumigation-Method (CFE) was used to quantify the amount of microbial biomass before and after the experiment.

To determine the ratio of active bacteria to total bacteria the Fluorescence in situ hybridisation with the bacteria domain specific oligonucleotide probe EUB338 mix and the NonEUB338 was performed (Zarda et al. 1997; Daims et al. 1999). The NonEUB338 probe was used to calculate the non-specific binding (Hahn et al. 1992; Christensen et al. 1999). As fluorescence dye for the amount of total bacteria DAPI (4',6-Diamidino-2-phenylindoldihydrochloride) was used (Coleman 1980; Porter and Feig 1980; Klauth 2001).

Results and Discussion

Soil respiration showed clear differences between freshwater and effluent irrigation in both soil types. The biological activity in the effluent irrigated soil is enhanced through the effluent. We can assume that the organic matter derived from the effluent water acts as nutrient and energy source for the microorganisms.

Tab.1: Accumulated CO₂ evolution during 4 month of incubation; fw-fw = freshwater irrigated soil with freshwater irrigation, fw-ww = freshwater irrigated soil with effluent irrigation etc.

soil type	irrigation treatment	mean accumulated CO ₂ mg g ⁻¹	standard deviation
Hamra (Luvisol)	fw-fw	7.73	1.35
	fw-ww	10.14	2.34
	ww-fw	8.99	1.02
	ww-ww	12.07	2.18
Grumosol (Vertisol)	fw-fw	6.02	1.25
	fw-ww	9.82	1.90
	ww-fw	9.12	1.08
	ww-ww	14.53	1.28

An increase in microbial biomass can only be seen after incubation in the Vertisol in both irrigation treatments (Tab.2). The effluent irrigation did not cause a higher increase than the freshwater irrigation so that no effects of effluent water on the soil microbial biomass could be seen. Also the Luvisol didn't show a higher microbial biomass content after the incubation period due to effluent irrigation. The biomass even decreased under freshwater irrigation in the experiment.

¹ Soil Science and Soil Ecology, Institute of Geography Ruhr-University Bochum, 44780 Bochum

Tab.2: Microbial biomass changes during 4 month of incubation; fw-fw = freshwater irrigated soil with freshwater irrigation, fw-ww = freshwater irrigated soil with effluent irrigation etc.; standard deviations are given in brackets.

soil type	irrigation treatment	microbial biomass	microbial biomass
		in $\mu\text{g g}^{-1}$ before incubation	in $\mu\text{g g}^{-1}$ after incubation
Hamra (Luvisol)	fw-fw	186 (28.91)	45 (21.56)
	fw-ww		55 (14.98)
	ww-fw		140 (31.54)
	ww-ww	122 (6.85)	118 (18.74)
Grumosol (Vertisol)	fw-fw	52 (19.95)	209 (7.39)
	fw-ww		192 (10.08)
	ww-fw		281 (43.38)
	ww-ww	57 (10.55)	178 (25.71)

The ratio of metabolic active bacteria to total bacteria determined with the FISH method revealed a clear increase of active bacteria after effluent irrigation. Figure 1 shows the different irrigation treatments with the amount of active bacterial cells to total bacterial cells and the respective percentage. In all treatments except in the effluent irrigated soil of the Luvisol under effluent irrigation an increase in bacterial metabolic activity occurred. This is the case with the specific probe as well as with the DAPI staining. Percentage values are given for the ratio of active to total bacteria to make the difference more obvious. The values are calculated from 4 replicates. It correlates well to the results of the respiration measurements where also enhanced metabolic activity could be seen.

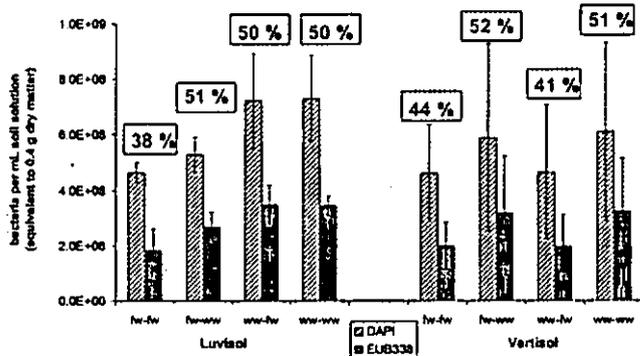


Fig.1: Bacterial cell numbers per mL soil slurry (DAPI and EUB) in the 4 month incubation experiment ; fw-fw = freshwater irrigated soil with freshwater irrigation, fw-ww = freshwater irrigated soil with effluent irrigation etc.; error bars gives standard deviations (n=4). The percentages denote the relative amount of active bacteria.

Conclusion

Soil microbial activity parameters are important to estimate the impact of treated wastewater irrigation on the agricultural used soils. Enhanced microbial activity and especially bacterial activity can decrease soil or-

ganic matter and therefore may cause changes in soil properties.

The experiment demonstrated the influence of the effluent on the activity parameters during irrigation and pointed out that metabolic activity is increased. This may be due to utilization of organic matter in the treated wastewater or to the content of other nutrients which might be limited in the soil.

The effluent irrigated soil of both soil types showed the strongest increase in activity during the experiment. This indicated that the bacteria in the effluent irrigated soil are already adapted to the compounds in the effluent water as substrate and develop better after the irrigation break during the winter rain season.

Treated wastewater used as irrigation water causes a lasting change of bacterial activity in soils depending on the soil type.

References

Brinkmann, T. et al. 2004: "Transformation of Wastewater-derived Dissolved Organic Matter below Leaky Sewers - Fate of Amino Acids and Carbohydrates." *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 32(4-5): 316-327.

Christensen, H. et al. 1999: "Counting and Size Classification of Active Soil Bacteria by Fluorescence In Situ Hybridization with an rRNA Oligonucleotide Probe." *Applied and Environmental Microbiology* 65(4): 1753-1761.

Coleman, A. W. 1980: "Enhanced detection of bacteria in natural environments by fluorochrome staining of DNA." *Limnol. Oceanogr.* 25(5): 948-951.

Dalms, H. et al. 1999: "The Domain-specific Probe EUB338 is Insufficient for the Detection of all Bacteria: Development and Evaluation of a more Comprehensive Probe Set." *Systematic And Applied Microbiology* 22: 434-444.

Degens, B. P. et al. 2000: "Irrigation of an allophanic soil with dairy factory effluent for 22 years: responses of nutrient storage and soil biota." *Australian Journal of Soil Research* 38: 25-35.

Feigin, A. et al. 1991: *Irrigation with Treated Sewage Effluent.* Berlin, Springer-Verlag.

Friedel, J. K. et al. 2000: "Effects of long-term wastewater irrigation on soil organic matter, soil microbial biomass and its activities in central Mexico." *Biol Fertil Soils* 31: 414-421.

Hahn, D. et al. 1992: "Detection of micro-organisms in soil after in situ hybridization with rRNA-targeted labelled oligonucleotides." *Journal of General Microbiology* 138: 879-887.

Klauth, P., 2001. *Quantitative Erfassung von Bakterien und deren spezifische Aktivität in komplexen Habitaten mittels Fluoreszenzmikroskopie und digitaler Bildverarbeitung.* Dissertation Thesis, Rheinisch-Westfälische Technische Hochschule, Aachen, 177 pp.

Oved, T. et al. 2001: "Influence of effluent irrigation on community composition and function of ammonia-oxidizing bacteria in soil." *Applied and Environmental Microbiology* 67(8): 3426-3433.

Porter, K. G. and Y. S. Feig 1980: "The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora." *Limnol. Oceanogr.* 25(5): 943-948.

Zarda, B. et al. 1997: "Analysis of bacterial community structure in bulk soil by in situ hybridization." *Arch Microbiol* 168: 186-192.

Einfluss von Regenwürmern und Collembolen auf Pflanzenperformance

Stephan Partsch ^{a)}, Alexandru Milcu ^{a)}, Stefan Scheu ^{a)}

Einleitung

Bodeninvertebraten beeinflussen durch Veränderung der Bodenstruktur und der mikrobiellen Bodengemeinschaft Mineralisationsprozesse, pflanzliches Wachstum und Konkurrenz zwischen Pflanzen. Über die Veränderung des Pflanzenwachstums und der Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft beeinflussen Bodeninvertebraten somit das gesamte oberirdische Nahrungsnetz. Kleine Invertebraten wie z. B. Protozoen, Nematoden und Collembolen beeinflussen Mineralisationsprozesse direkt, während große Invertebraten wie Chilopoden, Diplopoden und hauptsächlich Regenwürmer für Veränderungen der Bodenstruktur verantwortlich sind und somit die mikrobielle Gemeinschaft indirekt beeinflussen (LAVELLE et al. 1997, SCHEU & SETÄLÄ 2002). In Labor- und Feldversuchen konnte gezeigt werden, dass verschiedene Tiergruppen den Mineralisationsprozess und den Nährstoffkreislauf signifikant verändern (SCHEU & PARKINSON 1994, ALPHEI et al. 1996, THEENHAUS et al. 1999, TIUNOV & SCHEU 1999) und dass diese Veränderungen der Bodenprozesse das Pflanzenwachstum beeinflussen.

Die Komplexität der Zersetzergemeinschaft und ihre starke Einbindung in Dekompositionsprozesse und Nährstoffkreisläufe deuten an, dass Zersetzer die treibenden Kräfte für die Struktur der Pflanzengemeinschaft sind. Überraschenderweise ist die Verknüpfung zwischen Pflanzendiversität und Bodeninvertebraten bis heute kaum untersucht (SCHEU 2001, BONKOWSKI & SCHEU 2004). Bisherige Studien untersuchten lediglich die Antwort der unterirdischen Gemeinschaft auf Manipulationen der Pflanzendiversität (WARDLE et al. 1999, SPEHN et al. 2000, Salamon et al. 2004).

Im Rahmen des DFG Projekts „Die Rolle der Biodiversität für Nährstoffkreisläufe und trophische Interaktionen im Grasland“ (THE JENA EXPERIMENT) wird der Einfluss wichtiger Zersetzergruppen (Regenwürmer und Collembolen) auf Pflanzengemeinschaften unterschiedlicher Diversitätsstufen untersucht. Für die vorliegende Studie wurde im Gewächshaus ein experimentelles Graslandsystem etabliert, mit dem Ziel (1) Effekte von Bodenlebenden Zersetzern (Regenwürmer und Collembolen) auf Pflanzenproduktivität, (2) Variationen dieser Effekte mit sich ändernder Pflanzen- und funktioneller Pflanzengruppendiversität und (3) Mechanismen der Interaktionen zwischen Zersetzern, Pflanzendiversität und Diversität der funktionellen Pflanzengruppen zu untersuchen.

Material und Methoden

In Anlehnung an das experimentelle Design der Versuchsfläche in Jena (ROSCHER et al. 2004), wurden Keimlinge von 43 der 60 auf der Versuchsfläche verwendeten Pflanzenarten aus den vier funktionellen Gruppen Gräser, Leguminosen, kleine Kräuter und große Kräuter in verschiedenen Kombinationen in 256 Versuchstöpfe (Durchmesser 10 cm, Höhe 25 cm) mit gesiebter und defaunierter Erde von der Jena Versuchsfläche gepflanzt, wobei die Anzahl der Pflanzenarten pro Topf von eins bis acht und die Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen von eins bis vier variierte. In die Bodensäule wurde eine Schicht ¹⁵N markierter Wurzeln von *Lolium perenne* eingebracht. Nicht-markierte Grasslandstreu wurde auf der Bodenoberfläche ausgebracht. Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*) und Collembolen (*Heteromurus nitidus*, *Folsomia candida*, *Protaphorura fimbata*) wurden in je 64 Versuchstöpfe gesetzt, um vier Behandlungen zu etablieren: Kontrollbehandlung (ohne Tiere), nur Regenwürmer, nur Collembolen, Regenwürmer und Collembolen kombiniert. Die Versuchstöpfe wurden im Gewächshaus bei konstanter Temperatur inkubiert und regelmäßig gewässert. Nach elf Wochen wurden ober- und unterirdische Pflanzenbiomasse geerntet. Die Sprossbiomasse wurde nach Arten getrennt.

Ergebnisse und Diskussion

Einfluss der Pflanzendiversität

Die Diversität funktioneller Pflanzengruppen beeinflusste die Gesamtbiomasse der Pflanzen (Spross und Wurzel) und die Sprossbiomasse positiv. Die Diversität der Pflanzenarten beeinflusste lediglich die Sprossbiomasse, die in Töpfen mit acht Pflanzenarten am höchsten war. Dieser Effekt variierte jedoch mit der Identität der funktionellen Pflanzengruppen. Generell erhöhten Leguminosen die Gesamt- und die Sprossbiomasse, wohingegen Gräser und große Kräuter beide Pflanzenbiomassen reduzierten. Die Anwesenheit von kleinen Kräutern erhöhte die Sprossbiomasse.

Einfluss der Zersetzer

Zersetzer beeinflussten die Pflanzenproduktivität generell sehr stark. Die Anwesenheit von Zersetzern erhöhte die Gesamtbiomasse der Pflanzen und die Sprossbiomasse. Die Wurzelbiomasse war in Anwesenheit von Collembolen reduziert und in Anwesenheit von Regenwürmern sogar noch stärker. Allerdings erhöhte die kombinierte Anwesenheit beider Tiergruppen die Wurzelbiomasse. Regenwürmer erhöhten signifikant – und Collembolen tendenziell – den Gesamtstickstoffgehalt von Gräsern, Leguminosen und kleinen Kräutern. Regenwürmer und Collembolen erhöhten den Gehalt an ¹⁵N in Gräsern, Leguminosen und kleinen Kräutern signifikant. Der ¹⁵N-Gehalt der funktionellen Pflanzengruppen war am höchsten in der kombinierten Behandlung mit Regenwürmern und Collembolen. Gräser wiesen einen größeren Biomassezuwachs auf, wenn Regenwürmer in den Töpfen vorhanden waren. Die Anwesenheit von Collembolen erhöhte die Biomasseproduktion der großen Kräuter. Die Biomasseproduktion der Leguminosen wurde nicht von Zersetzern beeinflusst, erhöhte sich aber mit

a) Technische Universität Darmstadt, Institut für Zoologie, Schnittspahnstrasse 3, 64287 Darmstadt, e-mail: partsch@bio.tu-darmstadt.de

zunehmender Pflanzendiversität und zunehmender Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen. Für einige beispielhaft getestete Pflanzenarten variierte der Einfluss von Regenwürmern und Collembolen auf die Sprossbiomasse mit sich ändernder Pflanzendiversität.

Die mikrobielle Bodengemeinschaft in Versuchstöpfen mit Zersetzern wurde ebenfalls beeinflusst. Die Anwesenheit von Regenwürmern reduzierte die Basalatmung und die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) signifikant, wohingegen die Anwesenheit von Collembolen die mikrobielle Gemeinschaft nur leicht beeinflusste.

Fazit

Die erhöhte pflanzliche Biomasse deutet auf eine erhöhte Nährstoffmobilisierung durch die beiden Zersetzertiergruppen hin. Die reduzierte Wurzelbiomasse der Pflanzen in den Tierbehandlungen bestätigt, dass die Pflanzen stärker in oberirdische Biomasse investieren konnten und weniger Wurzeln zur Nährstoffaufnahme ausbilden mussten. Die nicht einheitlichen Effekte von Regenwürmern und Collembolen auf die Pflanzenbiomasse, deuten darauf hin, dass die Diversität von Bodentieren für die Funktion des oberirdischen Systems wichtig ist. Bodentiere wie Collembolen und Regenwürmer beeinflussen das Pflanzenwachstum unterschiedlich, z. B. durch Fraß an Pilzen bzw. Erhöhung der Nährstoffverfügbarkeit.

Die Zersetzergemeinschaft selbst reagierte auch auf die unterschiedliche Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft. Das Wachstum von Regenwürmern wurde durch Leguminosen stark gefördert; offensichtlich profitierten nicht nur die Pflanzen selbst sondern auch Bodentiere von der Fixierung von Luftstickstoff durch Leguminosen.

Danksagung

Wir danken C. D. Capota, K. Peschel und N. Eisenhauer für die Unterstützung bei der Biomassenernte, sowie der DFG für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

- ALPHEI J, BONKOWSKI M & SCHEU S, 1996. Protozoa, Nematoda and Lumbricidae in the rhizosphere of *Hordelymus europaeus* (Poaceae): faunal interactions, response of microorganisms and effects on plant growth. *Oecologia* 106: 111-126.
- BONKOWSKI M & SCHEU S, 2004. Biotic interactions in the rhizosphere: effects on plant growth and herbivore development. In: WEISSER W & SIEMAN E (eds), *Insects and ecosystem functioning*. Ecological Studies, Springer Verlag, Heidelberg (in press).
- LAVELLE P, BIGNELL D, LEPAGE M, WOLTERS V, ROGER P, INESON P, HEAL OW & DHILLION S, 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33: 159-193.
- ROSCHER C, SCHUMACHER J, BAADE J, WILCKE W, GLEIXNER G, WEISSER WW, SCHMID B & SCHULZE ED, 2004. The role of biodiversity for element cycling and trophic interactions: an experimental approach in a grassland community. *Basic and Applied Ecology* 5 (2), 107-121.
- SALAMON JA, SCHAEFER M, ALPHEI J, SCHMID B & SCHEU S, 2004. Effects of plant diversity on Collembola in an experimental grassland ecosystem. *Oikos* 106: 51-60.
- SCHEU S, 2001. Plants and generalist predators as mediators between the belowground and the aboveground system. *Basic and Applied Ecology* 2: 3-13.
- SCHEU S & SETÄLÄ H, 2002. Multitrophic interactions in decomposer food webs. In: T TSCHARNTKE & BA HAWKINS (eds.), *Multitrophic interactions in terrestrial systems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 223-264.
- SCHEU S & PARKINSON D, 1994. Effects of earthworms on nutrient dynamics, carbon turnover, and microorganisms in soil from cool temperate forests of the Canadian Rocky Mountains - laboratory studies. *Applied Soil Ecology* 1: 113-125.
- SPEHN EM, JOSHI J, SCHMID B, DIEMER M & KÖRNER C, 2000. Aboveground resource use increases with plant species richness in experimental grassland ecosystems. *Functional Ecology* 14: 326-337.
- THEENHAUS A, SCHEU S & SCHAEFER M, 1999. Contramensal interactions between two collembolan species (*Onychiurus furcifer* and *Heteromurus nitidus*) as effected by availability of resources: population development and effects on soil processes. *Functional Ecology* 13: 238-246
- TIUNOV AV & SCHEU S, 1999. Microbial respiration, biomass, biovolume and nutrient status in burrow walls of *Lumbricus terrestris* L. *Soil Biology & Biochemistry* 31: 2039-2049.
- WARDLE DA, BONNER KI, BARKER GM, YEATES GW, NICHOLSON KS, BARDGETT RD, WATSON RN & GHANI A, 1999. Plant removals in perennial grassland: Vegetation dynamics, decomposers, soil biodiversity, and ecosystem properties. *Ecological Monographs* 69: 535-568.

Interaktionen von Kompost und Tripel-Superphosphat auf das Wachstum von Mais (*Zea mays*) in einem salinen pakistanischen Boden

Sher Muhammad ^{a)}, Torsten Müller ^{b)},
Rainer Georg Jörgensen ^{a)}

Einleitung

Ein Gefäßversuch in einem Gewächshaus wurde mit verschiedenen Kombinationen von Kompost und Tripel-Superphosphatzugabe durchgeführt, um die Interaktionen zwischen Pflanzenwachstum, der Bildung von mikrobieller Biomasse und der Zersetzung von Kompost in einem stark salinen pakistanischen Ackerboden im Vergleich zu einem nicht-salinen deutschen Ackerboden zu untersuchen.

Material und Methoden

Der pakistanische Ackerboden stammt aus der Region Gujranwala, Punjab. Die Bodeneigenschaften (Tabelle 1) wurden nach MUHAMMAD et al. (2005a) bestimmt. Im Juli 2002 wurde der Boden entnommen (0-15 cm), gesiebt (< 2 mm) und nach Deutschland transportiert. Der deutsche Ackerboden stammt aus Frankenhausen (0-15 cm), dem Versuchsgut der Universität in Nordhessen. Ungefähr 100 kg von beiden Böden wurden jeweils mit 100 kg sterilem Quarzsand gemischt.

Der Versuch wurde in einer Gewächshauskammer bei einer mittleren Temperatur von 22°C mit 4 Parallelen und 5 Varianten, alle mit Maispflanzen (*Zea mays* L.), durchgeführt: (1) Kontrolle, (2) +Tripel-Superphosphat, (3) +Kompost, (4) +Kompost +Tripel-Superphosphat, (5) +P-angereicherter Kompost. Die verschiedenen Zugabestoffe wurden gründlich in die Böden eingemischt und in die Töpfe eingefüllt (9,25 kg Topf⁻¹), wobei die Dichte auf 1,4 g cm⁻³ eingestellt wurde. Die Mengen an Tripel-Superphosphat betragen 200 µg P g⁻¹ Boden und ungefähr 1% Kompost. Dieser war biogener Haushaltsmüll-Kompost der Gemeinde Witzenhausen (Gattinger et al. 2004). Die Mengen an Kompost entsprachen 1,8 mg C g⁻¹ Boden, 175 µg N g⁻¹ Boden, and 67 µg P g⁻¹ Boden (MUHAMMAD et al. 2005b/c). Zur Herstellung des P-angereicherter Komposts wurden zu 100 g biogenem Haushaltsmüll-Kompost 1,85 g P als Tripel-Superphosphat gegeben und für 24 h inkubiert. 4 Maissamen (*Zea mays* L.) wurden in 3 cm Tiefe gesät. Nach dem Auflaufen wurden 2 Pflanzen entfernt. Die Bodenfeuchte wurde bei 30% der Wasserhaltekapazität gehalten. Der Versuch lief vom 15.05. bis 15.08.2004.

Das Pflanzenmaterial wurde getrennt nach Spross- und Wurzelmaterial geerntet. Eine Bodenprobe von ungefähr 900 g wurde aus der Mitte jedes Topfes zur Bestimmung

von C_{mik}, P_{mik} und Ergosterol entnommen. Der restliche Boden diente zur Bestimmung von Wurzelmasse, partikulärer organische Substanz (POM), C_{org}, N_t und P_t.

C_{mik} und P_{mik} wurden mit der Fumigations-Extraktions-Methode (BROOKES et al. 1982; VANCE et al. 1987) nach Präextraktion bestimmt (MUELLER et al. 1992; MAYER et al. 2003). Ergosterol wurde nach Ethanol-Extraktion mit der HPLC gemessen (DJAJAKIRANA et al. 1996). Die CO₂-Produktion wurde wöchentlich mit einem tragbaren IR-Gasanalytator ermittelt (BLANKE 1996).

Tabelle 1

Eigenschaften der beiden Böden ohne Verdünnung mit Quarz-Sand

Eigenschaften	Deutsch	Pakistanisch
Sand (%)	12	25
Schluff (%)	77	65
Ton (%)	15	10
pH-H ₂ O	7,4	8,2
Salz (m g ⁻¹ Boden)	0	6,0
C _{org} (m g ⁻¹ Boden)	13	5,4
N _t (m g ⁻¹ Boden)	1,4	0,55
P _t (m g ⁻¹ Boden)	0,99	0,67

Tabelle 2

Gehalte der Böden an C_{mik}, P_{mik} und Ergosterol am Ende des 92-tägigen Gewächshausexperiments

	C _{mik}	P _{mik} (µg g ⁻¹ Boden)	Ergosterol
<i>Deutscher Boden</i>			
Kontrolle	196 a	20,1 a	0,57 a
+P	171 a	28,9 b	0,77 a
+Kompost	387 b	23,0 ab	0,91 a
+Kompost +P	455 b	36,2 c	1,88 b
+P-angereicherter Kompost	387 b	40,8 c	0,69 a
<i>Pakistanischer Boden</i>			
Kontrolle	48 a	5,2 a	0,26 a
+P	41 a	18,3 bc	0,29 a
+Kompost	151 b	14,4 b	0,51 a
+Kompost +P	156 b	22,1 cd	0,84 b
+P-angereicherter Kompost	152 b	25,8 d	0,51 a
<i>Varianzanalyse</i>			
Boden	<0,001	<0,001	<0,001
Zugabestoffe	<0,001	<0,001	<0,001
B x Z	<0,001	0,115	0,110
VK (± %)	12	10	20

Verschiedene Buchstaben innerhalb einer boden-spezifischen Spalte zeigen eine signifikante Differenz an (P < 0.05, Tukey/Kramer, n = 4), VK = mittlerer Variationskoeffizient zwischen den Parallelansätzen. Freiheitsgrade: Boden (1), Zugabestoffe (4), B x Z (4)

Ergebnisse und Diskussion

Der pakistanische Boden hatte einen 2-fach kleineren Gehalt an Ergosterol, einen 4-fach kleineren Gehalt an C_{mik} und P_{mik} (Tabelle 2), aber einen fast 20-fach kleineren

a) Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

b) Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, Fruwirthstr. 20, 70593 Stuttgart

Gehalt an NaHCO₃ extrahierbarem P (Ergebnis nicht gezeigt). Die Zugabe von 1% Kompost hatte immer positive Auswirkungen auf die mikrobiellen Eigenschaften. Die Zugabe von Superphosphat allein oder in der Variante +Kompost +P oder +P-angereicherter Kompost induzierten eine starke und ähnliche absolute Zunahme an mikrobiellem Biomasse-P in beiden Böden.

Tabelle 3

Die Mengen an Spross-C und Wurzel-C (> 2 mm + 63–2000 µm) am Ende des 92-tägigen Gewächshausexperiments sowie die CO₂ Produktion über 92 Tage

	Spross-C (g Topf ⁻¹)	Wurzel-C (g Topf ⁻¹)	ΣCO ₂ -C (µg g ⁻¹ Boden)
<i>Deutscher Boden</i>			
Kontrolle	23,3 a	5,0 a	493 a
+P	24,0 a	4,6 a	595 a
+Kompost	29,7 ab	6,8 b	1489 b
+Kompost +P	34,1 b	10,3 b	1668 b
+P-angereicherter Kompost	43,7 c	10,9 b	1734 b
<i>Pakistanischer Boden</i>			
Kontrolle	2,1 a	0,6 a	536 a
+P	5,9 b	1,4 ab	546 a
+Kompost	8,6 c	1,9 b	747 ab
+Kompost +P	11,4 d	3,3 c	1177 bc
+P-angereicherter Kompost	17,2 e	4,3 c	1530 c
<i>Varianzanalyse</i>			
Boden	<0,001	<0,001	<0,001
Zugabestoffe	<0,001	0,002	<0,001
B x Z	0,140	0,039	0,029
VK (± %)	3	4	7

Verschiedene Buchstaben innerhalb einer boden-spezifischen Spalte zeigen eine signifikante Differenz an (P < 0.05, Tukey/Kramer, n = 4), VK = mittlerer Variationskoeffizient zwischen den Parallelansätzen. Freiheitsgrade: Boden (1), Zugabestoffe (4), B x Z (4)

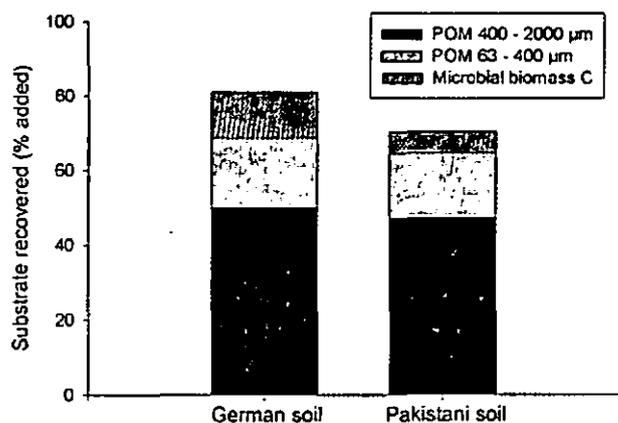


Abbildung 1

Als partikuläre organische Substanz (POM) in den Fraktionen 63–400 µm und 400–2000 µm sowie als C_{mik} wieder gefundenes Substrat-C am Ende des 92-tägigen Gewächshausexperiments

Der Ertrag in der Kontrollvariante des deutschen Bodens wurde mehr als 10-mal größer als im pakistanischen Boden. In den Zugabevarianten nahm der Ertrag von Mais in beiden Böden in der Reihenfolge +P < +Kompost < +Kompost +P < +P-angereicherter Kompost zu. Der maximale Ertrag in der Variante mit P-angereicherter Kompost war fast doppelt so groß wie im deutschen Boden, aber mehr als achtmal so groß im pakistanischen Boden. Die Menge an Wurzel-C in der Fraktion > 2 mm folgte dem Spross-C mit einem relative stabilen Spross-C/Wurzel-C-Quotienten von 4.5 in beiden Böden. Im deutschen Boden wurden 68% des zugegebenen Kompost-C als partikuläre organische Substanz wieder gefunden, im pakistanischen Boden 64%. Die auf die mikrobielle Biomasse bezogene CO₂-Entwicklungsrate war im salinen pakistanischen Boden wesentlich größer. Die absolute CO₂ Entwicklungsrate und ebenso Kompostzersetzungsrate zeigte keinen starken Unterschiede zwischen den beiden Böden, im Gegensatz zu den Unterschieden im Maisertrag und in der Zunahme an mikrobieller Biomasse.

Danksagung

Wir danken Gabriele Dormann für ihre hervorragende technische Assistenz. Sher Muhammad dankt insbesondere "InWent" und dem "DAAD" für finanzielle Unterstützung.

Literatur

- BLANKE MM (1996) Soil respiration in an apple orchard. *Environm Exp Bot* 36:339-348
- BROOKES PC, POWLSON DS, JENKINSON DS (1982) Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biol Biochem* 14:319-329
- DJAJAKIRANA G, JOERGENSEN RG, MEYER B (1996) Ergosterol and microbial biomass relationship in soil. *Biol Fertil Soils* 22:299-304
- GATTINGER A, BAUSENWEIN U, BRUNS C (2004) Microbial biomass and activity in composts of different composition and age. *J Plant Nutr Soil Sci* 167:556-561
- MAYER J, BUEGGER F, JENSEN ES, SCHLOTTER M, HESS J (2003) Estimating N rhizodeposition of grain legumes using a ¹⁵N in situ stem labelling method. *Soil Biol Biochem* 35:21-28
- MUELLER T, JOERGENSEN RG, MEYER B (1992) Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biol Biochem* 24:179-181
- MUHAMMAD S, MÜLLER T, JOERGENSEN RG (2005a) Relationships between soil biological and other soil properties in saline and alkaline arable soils from the Pakistani Punjab. *J Arid Environm* (submitted)
- MUHAMMAD S, MÜLLER T, JOERGENSEN RG (2005b) Decomposition of compost and plant residues in Pakistani soils along a gradient in salinity. *Biol Fertil Soils* (submitted)
- MUHAMMAD S, MÜLLER T, JOERGENSEN RG (2005c) Interactions of compost and triple superphosphate on the growth of maize (*Zea mays*) in a saline Pakistani soil *Biol Fertil Soils* (submitted)
- VANCE ED, BROOKES PC, JENKINSON DS (1987) An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol Biochem* 19:703-707

Fate of nitrogen derived from wheat and oil seed rape residues - clean plowing vs chisel plowing -

Martin Potthoff^{1,*}, Horst-Henning Steinmann², and Friedrich Beese¹

Background

Crop residue derived nitrogen amounts up to 30 and 50 kg ha⁻¹ a⁻¹ for winter wheat (WW) and oil seed rape (OSR), respectively. The contribution of this nitrogen to the nutrition of subsequent crops and its contribution to soil-N-pools were investigated. Farming systems attributed to different rotations and different agricultural inputs may have different functions for crop residue decomposition and nutrient re-use by the subsequent vegetation. We tested chisel plow and clean plow systems for WW (C/N=100) and OSR straw (C/N=40) decomposition at two locations near Göttingen, Germany.

Material and Methods

Locations

Reinshof (R): Floodplain soil (gleyic cambisol)
 Marienstein (M): Loess covered lithosoils form a mixture of soil types dominated by cambisols, luvisols and colluvial soils

Treatments + Analysis

“clean”: 3 crop rotation (oil seed rape, winter-wheat and summer barley) with annual clean plowing according to the definitions of good farming practice.

“chisel”: 4 year rotation (oil seed rape, oats, winter wheat and one year as set-aside fallow without any input). Volunteer rape is forming a cover crop between rape and oats. Annual chisel plowing down to 10 cm.

¹ Institute of Soil Science and Forest Nutrition, University of Göttingen, Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen, Germany

² Research Centre Agriculture and Environment, Am Vogelsang 2, D-37077 Göttingen, Germany

* Present address: Department of Soil Biology and Plant Nutrition, University of Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Germany

Cylinders were placed vertically in the soil to a depth of 40 cm. In the encircled areas all litter was removed and exchanged with ¹⁵N labelled wheat or rape straw. In the “clean plow” treatment the litter was burrowed to a depth of 20 cm while litter in the “chisel plow” treatment was slightly mixed into the upper 10 cm leaving a certain portion on the surface.

Soil samples were analysed using IRMS after removing all residues at the end of a 12 month period (Sep. to Sep.). Isotope ratios were measured in dried soil and plant samples.

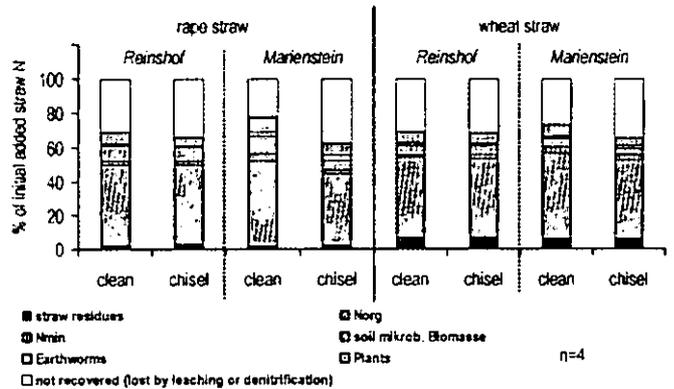


Fig. 1: Portions of added residue N as recovered in different pools of the cylinders.

Results and Discussion

65 to 80 % of residue derived N were recovered. The rest was lost due to leaching and/or denitrification. Up to two thirds of recovered residue-N was obtained as organic soil N. 3 to 10 % of residue derived N was recovered in successive vegetation (Fig. 1).

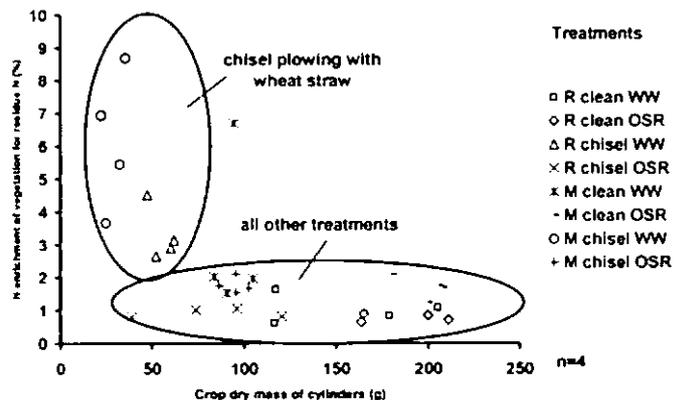


Fig. 2: The enrichment of subsequent vegetation for residue N in relation to the primary production in cylinders given as plant dry weight. Results are shown for different straw types (oil seed rape [OSR] and winter wheat [WW]) and different tillage regimes (Clean plowing [clean] and chisel plowing [chisel]) at Reinshof (R) and Marienstein (M).

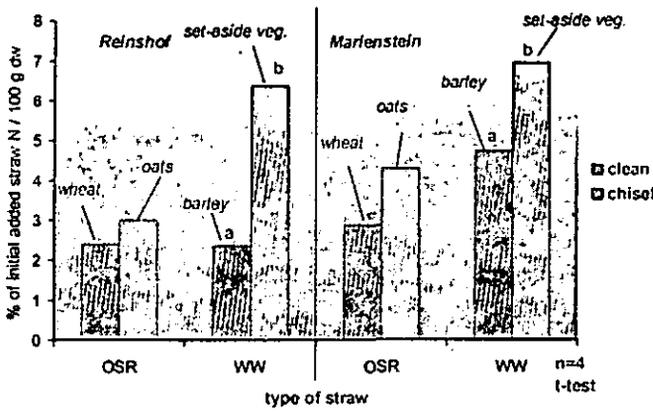


Fig. 3: The portion of initially added residue N recovered in 100 g aboveground plant biomass (dw) for different straw types (oil seed rape [OSR] and winter wheat [WW]) and different tillage regimes (Clean plowing [clean] and chisel plowing [chisel]).

However, the specific enrichment of residue-N in the plant biomass turned out to be a function of treatment rather than that it was a function of primary production. The enrichment of set-aside-vegetation in the chisel plow treatment after winter wheat clearly exceeded that of all other treatments (Fig. 2).

This indicates that chisel plowing and wide C/N ratios of residue straw both are factors supporting the re-utilisation of residue-N due to a shift of larger N-releases from residues into spring. Calculated for a given amount of plant biomass the set-aside vegetation is significantly more effective in N recycling from crop residues (Fig. 3). It is as likely as not that the sowing of catch crops would make the set-aside-year in the low input system much more effective for saving residue nitrogen for the nutrition of following crops.

Adenylatgehalte als Instrument zur Ermittlung der Biotoxizität von Substanzen in Böden.

Markus Raubuch¹ Adriana Campos und Rainer G. Jörgensen

Einleitung

Im Rahmen der Bewertung der Biotoxizität von Substanzen im Boden bzw. bei der Diskussion um die Belastung von Böden mittels Xenobiotica durch die Ausbringung von Klärschlamm oder Gülle werden Methoden benötigt, die empfindlich und dynamisch auf die Gabe von Inhibitoren reagieren.

In der hier dargestellten Untersuchung wurde Cycloheximid als Inhibitor eingesetzt, weil die Wirkungsweise von Cycloheximid seit langem bekannt ist. Sie basiert auf der selektiven Hemmung der Proteinbiosynthese an 80-S Ribosomen. Cycloheximid wurde deshalb bereits bei einer Reihe von Untersuchungen an eukaryontischen Zellen, insbesondere auch mykologischen Untersuchungen eingesetzt. Im Bereich der ökologischen Mikrobiologie wurde Cycloheximid zur Bestimmung des Anteils der Pilzbiomasse an der mikrobiellen Biomasse in Böden eingeführt (Anderson and Domsch, 1973).

Bereits in der Vergangenheit hatten Untersuchungen Hinweise gegeben, dass die Adenylatgehalte geeignete Indikatoren für wechselnde Umweltbedingungen sein könnten. Im Rahmen mehrerer Untersuchungen war bereits gezeigt worden, dass die mikrobiellen Adenylatgehalte an AMP, ADP und ATP geeignet sind, den physiologischen Zustand von Mikroorganismen und deren Reaktion auf eine Veränderung der Umweltbedingungen zu beschreiben (Jörgensen & Raubuch 2002, 2003; Raubuch et al., 2002). Die Summe der Adenylate und insbesondere das ATP dienen zum einen als Biomasseindikatoren (Dyckmans et al., 2003). Zum anderen kann der ATP-Gehalt und der Adenylate-Energy-Charge (AEC) zur Beschreibung des physiologischen Zustandes herangezogen werden. Der AEC berücksichtigt auch den Energiegehalt der Komponenten ATP und ADP und setzt sie in Relation zur Summe aller

drei Adenylate. In ersten Untersuchungen von Raubuch et al. (2004) konnte bereits gezeigt werden, dass Adenylate in einem stark schluffigen Lehm innerhalb von wenigen Stunden durch die Gabe von wenigen mg Cycloheximid ($\leq 10 \text{ mg g}^{-1}$ Boden) gehemmt wurden. In der vorliegenden Arbeit wurde an einem repräsentativen Kontingent von Bodenproben getestet, inwieweit die Bestimmung der Adenylatgehalte geeignet ist, die Biotoxizität von Cycloheximid nachzuweisen.

Material und Methoden

An 20 Standorten in der Umgebung von Göttingen wurden die oberen 10 cm Mineralboden mit einem Spaten entnommen. Acht der Böden waren von landwirtschaftlich genutzten Flächen, vier von Grünlandflächen und acht von Waldstandorten. Vor der Probenahme wurde gegebenenfalls die Auflage entfernt. Die Böden variierten im pH von 4,3 bis 8,0. Der Tongehalt der Böden schwankte zwischen 9,9 und 41,5 %, der C-Gehalt zwischen 0,51 und 14,59 %, und der N-Gehalt zwischen 0,08 und 1,39 %. Alle Bodenproben wurden auf 2 mm gesiebt und anschließend in Polyethylenbeuteln bei 4 °C bis zur Messung gelagert. Jede Bodenprobe wurde dreifach untersucht.

Die Untersuchung wurde an Böden mit 50% der maximalen Wasserhaltekapazität durchgeführt. 3 g Boden wurden entweder mit 24 mg Talkum oder mit 24 mg Talkum plus 10 mg Cycloheximid g^{-1} Boden vermischt. Die Böden wurden dann über 6 h bei 25°C im Dunkeln inkubiert. Die Adenylat-Gehalte wurden nach der Methode von (Dyckmans & Raubuch, 1997) bestimmt. Die Berechnung des AEC ergibt sich aus Gleichung 1:

Gleichung 1:

$$AEC = \frac{0.5 \text{ ADP} + \text{ATP}}{\text{AMP} + \text{ADP} + \text{ATP}}$$

Die relative Änderung (mit Cycloheximid – ohne Cycloheximid) wurde in % der Kontrollgehalte (ohne Cycloheximid) berechnet untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

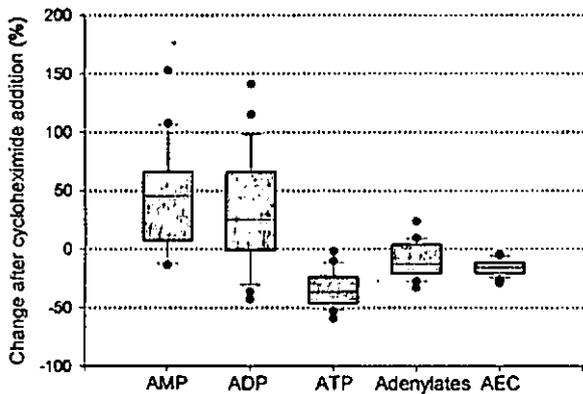
ATP ist die universelle Energiewährung der Zelle, die ständig zu dem energiearmen ADP und schließlich zum AMP abgebaut bzw. aus diesen wieder regeneriert wird. Das ADP ist

¹ Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen, Fax 05542/981504, e-mail: raubuch@wiz.uni-kassel.de

dabei die Zwischenstufe des energiereichen bzw. energiearmen Zustandes. Es konnte gezeigt werden, dass die Zugabe von Cycloheximid innerhalb von 6 Stunden eine deutliche Wirkung auf den Energiehaushalt hatte.

Die Veränderung der Summe der Adenylate variierte um 0% wobei allerdings der Median eine Abnahme von -12% zeigte (Abb. 1). Die ADP-Gehalte wurden dagegen tendenziell positiv beeinflusst und mit einem Median von +25%

Abb. 1: Veränderung der Adenylatgehalte nach 6 Stunden Inkubation in % (mit Cycloheximid – ohne Cycloheximid / ohne Cycloheximid *100). Die Boxplots zeigen die Percentile (10, 25, 50, 75 und 90) an. Werte oberhalb und unterhalb sind als Punkte dargestellt.



Dagegen bewirkte die Zugabe von Cycloheximid einen Anstieg der energiearmen Komponente AMP (+45%) und eine Abnahme der energiereichen Form ATP (-36%) bzw. des AEC (-12%). Diese Daten lassen darauf schließen, dass ein Teil der mikrobiellen Population gehemmt wurde. Die geringe Veränderung bei den Gesamtgehalten könnte erklären warum Summenparameter wie die mikrobielle Biomasse die Veränderung nicht erfassen. Die mikrobielle Biomasse könnte zunächst unverändert bleiben. Die rasche Reaktion innerhalb von 6 Stunden nach Zugabe des Wirkstoffes zeigt, dass die AMP- und ATP-Gehalte dagegen dynamische Indikatoren sind, die in der Lage sind, auch schnell stattfindende Umweltveränderungen in ihrer biologischen Wirkung zu erfassen. Ähnliches war bereits bei einer Untersuchung der Adenylatgehalte nach mechanischen Störungen und bei der Untersuchung von Austrocknungs- / Wiederbefeuch-

tungsphasen berichtet worden (Jørgensen & Raubuch, 2003, Raubuch et al., 2002).

Obwohl die Zugabe von Cycloheximid die Bildung von ATP nicht direkt hemmt, sondern auf die Proteinbiosynthese wirkt, konnte somit ein eindeutiger Effekt auf den Energiehaushalt gezeigt werden. Dies könnte auch für andere physiologisch wirkende Inhibitoren gelten, die ebenfalls nicht direkt auf den Energiestoffwechsel wirken. Die Untersuchung lässt deshalb darauf schließen, dass die Bestimmung der Adenylate eine geeignete Methode sein könnte, um Biotoxizitätstests durchzuführen.

Literatur

- Anderson, J.P.E. & K.H. Domsch 1973. Measurement of bacterial and fungal contribution to soil respiration. *Archiv für Mikrobiologie* 93, 113-127.
- Dyckmans, J. & M. Raubuch 1997. A modification of a method to determine adenosine nucleotides in forest organic layers and mineral soils by ion-paired reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Microbiological Method*, Vol. 30, 13-20.
- Dyckmans, J.; Chander, K.; Joergensen, R.G.; Priess, J.; Raubuch, M.; Sehy, U., 2003. Adenylates as an estimate of microbial biomass C in different soil groups. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1485-1491.
- Joergensen, R.G. & M., Raubuch 2002. Adenylate energy charge of a glucose-treated soil without adding a nitrogen source. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1317-1324.
- Joergensen, R.G. & M. Raubuch 2003. Adenylate energy charge and ATP-to-microbial biomass C ratio in soils differing in the intensity of disturbance. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1161-1164
- Raubuch, M.; Dyckmans, J.; Joergensen, R.G.; Kreutzfeldt, M., 2002. Relation between respiration, ATP content and adenylate energy charge (AEC) after incubation at different temperatures and after drying and rewetting. *J. Plant Nutr. Soil Scienc.* 165, 435-440.
- Raubuch M., Campos A. und R.G. Jørgensen 2004. Bestimmung des pilzlichen Biomasseanteils in Böden mittels Adenylatbestimmung und spezifischer Hemmung mit Cycloheximid. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 103, 37-38

Diversität und Aktivität von autotrophen Bodenbakterien: Untersuchungen mit klassischen und molekulargenetischen Techniken.

Draženka Selesi^{a)}, Susanne Stein^{a)}, Isabelle Pattis^{a)}, Michael Schmid^{a)}, Anton Hartmann^{a)}

Einleitung

Die Autotrophie von Bakterien kann durch verschiedene Stoffwechselwege ermöglicht werden. Bei aeroben Bakterien spielt – wie auch in photosynthetischen Algen und den Pflanzen – der Calvin-Benson-Bassham Zyklus eine entscheidende Rolle in der CO₂-Fixierung. Zentrales Enzym dieses Prozesses ist die Ribulose-1,5-bisphosphat carboxylase /oxygenase (RubisCO). RubisCO kommt natürlicherweise in vier Formen vor, doch spielt die Form I die größte Bedeutung bei der CO₂-Fixierung. Die große Untereinheit der Form I RubisCO wurde in die „green-like-“ und „red-like-*cbbL*“ Form eingeteilt (WATSON & TABITA 1997).

NANBA et al (2004) und SELESI et al. (2005) konnten kürzlich mit Hilfe von molekulargenetischen Methoden eine hohe Diversität der „red-like“ *cbbL*-Gene in Böden feststellen. Es sollte nun mit molekulargenetischen Methoden untersucht werden, ob durch die Landbewirtschaftung die Diversität der *cbbL*-Gene in Agrarböden verändert wird. Ferner war von DONG & LAYZELL (2001) festgestellt worden, dass durch Wasserstoff, welcher in der Umgebung von N₂-fixierenden Knöllchen von Leguminosen entsteht, die Fixierung von CO₂ erhöht wird. Die Vorgänge bei der H₂-stimulierten CO₂-Fixierung wurden mit Hilfe von klassischen und molekulargenetischen Methoden genauer untersucht.

Material und Methoden

Böden:

Die Böden wurden einerseits aus dem „Ewigen Roggenanbau“ in Halle (A_p-Horizont, haplic phaeozem) oder andererseits aus dem Versuchsgut „Scheuern“ des Forschungsverbands Agrarökosysteme München (FAM) (A_p-Horizont, lehmiger Cambisol aus Löss) verwendet. Drei Bodendüngungsvarianten wurden aus dem Halle'schen Versuch untersucht: HKO, nicht gedüngt; HNPK, mit NPK (60/24/75 kg ha⁻¹ Jahr⁻¹) gedüngt und HSM, mit Stallmist (12 Tonnen ha⁻¹ Jahr⁻¹) gedüngt. Der Boden aus Scheuern entstammte einem mit Klee-Gras-Mischung angebautem Feld, wobei die Entnahme in einer Tauperiode im Februar 2004 erfolgte.

Klassische Methoden:

Zur Bestimmung der mikrobiellen Aktivität und Biomasse von Böden wurde die Mikrokolorimetrie im „Bioactivity Monitor 2277“ (C3-Analysentechnik, Baldham) verwendet. Die Berechnung der mikrobiellen Biomasse erfolgte nach HEILMANN (1993).

Die Kultivierung von Bodenbakterien wurde durch Plattierung von 10⁻⁶-Verdünnungen auf *Rhizobium* Medium (MALIK & SCHLEGEL 1981) durchgeführt.

Die Behandlung des Bodens mit H₂/Luft-Mischung wurde in der Mikrokosmenanlage bei 14°C durchgeführt. Es wurde eine Behandlung durch 2000 ml H₂ l⁻¹ und 350 ml CO₂ l⁻¹ in synthetischer Luft (80% N₂ und 20% O₂) durchgeführt; dies entsprach einer Flussrate von 250 nmol H₂ g Boden⁻¹ h⁻¹.

Molekulargenetische Methoden

Die Fluoreszenz *in situ* Hybridisierungsmethode (FISH) wurde zur Charakterisierung der aktiven bakteriellen Gemeinschaft durchgeführt; dabei kamen sowohl die Oligonukleotidsonden EUB338 (für alle Bakterien) als auch gruppenspezifische Sonden zum Einsatz (WAGNER et al. 2003). Bodenextrakte wurden in 4%-iger Paraformaldehyd-Lösung fixiert, dem FISH-Protokoll unterworfen und schließlich mit DAPI (4',6-Diamidino-2-phenylindol) zur Erfassung aller aktiven und nicht-aktiven Bakterien gefärbt. Die mikroskopische Auswertung und Zählung erfolgte im Epifluoreszenzmikroskop Axioplan (Fa. Zeiss, Jena) (STEIN et al. 2005).

PCR-basierte Methoden wurden nach Standardtechniken im Thermocycler der Fa. MWG durchgeführt. Zur Amplifikation der 16S rDNA wurden die Primer 616f und 630r eingesetzt. Die Primer für die Bestimmung der Diversität der „green-like“ und „red-like“ *cbbL*-Gene sind der Arbeit von SELESI et al. (2005) zu entnehmen. Die Analyse der Diversität der *cbbL*-Klone wurde die Restriktionslängenpolymorphismus (RFLP)-Analyse verwendet, wobei das EcoRI-Enzym eingesetzt wurde. Die TaqMan real time quantitative PCR erforderte die Entwicklung weiterer optimierter Primer und Sonden, die der Publikation von SELESI et al. (2005, eingereicht) zu entnehmen sind. Die TaqMan-PCR wurde im ABI PRISM 7700 SDS (Perkin-Elmer Applied Biosystems) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Einfluß der Bodenbewirtschaftung auf die Diversität der *cbbL*-Gene:

Mit Hilfe von spezifischen Primern für die „green-like“ und „red-like“ *cbbL*-Gene (SELESI et al. 2005) konnten deren Diversität in *cbbL*-Klonbanken aus den drei Bewirtschaftungsvarianten des Halle'schen „ewigen Roggenanbaus“ festgestellt werden. Dabei diente die Bestimmung des Restriktionsfragmentlängenpolymorphismus (RFLP) als Methode der Diversitätserhebung, indem die Anzahl der auftretenden RFLP-Typen in den *cbbL*-Klonbanken aus den drei Bewirtschaftungsvarianten erfasst wurden.

Während die Diversität der „green-like“ *cbbL*-Gene niedrig und keine Veränderung nachweisbar war, konnte durch die Bewirtschaftung durch Stallmist (HSM) und Mineraldüngung (NPK) eine Erhöhung der „red-like“ *cbbL*-Gene gegenüber der ungedüngten Kontrolle (HKO) festgestellt werden (Abb. 1). Offensichtlich war die *cbbL*-Gendiversität der Bodenmikroflora durch die Verbesserung der Nährstoffsituation des Bodens stimuliert worden.

^{a)} GSF-Forschungszentrum für Umwelt und Gesundheit, Institut für Bodenökologie, Abteilung Rhizosphären-biologie, Ingolstädter Landstrasse 1, 85764 Neuherberg

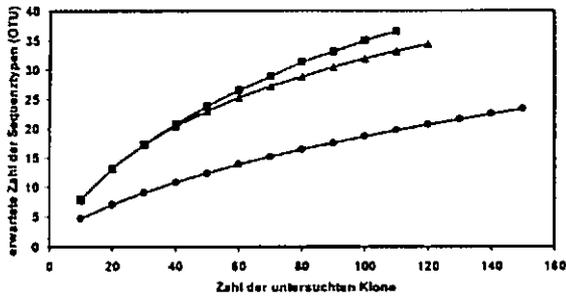


Abbildung 1: Rarefraktionsanalyse der erhaltenen RFLP Muster der *cbbL* Klone. ■ = HSM, ▲ = HNPK, ● = HKO

Um näher zu erfahren, welche Bodenbakterien tatsächlich diese RubisCO-Gene besitzen, wurde aus diesen Böden Bakterien auf *Rhizobium*-Minimalmedium nach MALIK & SCHLEGEL (1981) isoliert. Die Isolate wurden einerseits mit Hilfe der 16S rDNA-Sequenzierung phylogenetisch charakterisiert und andererseits bezüglich der *cbbL*-Gene charakterisiert. Interessanterweise erwiesen sich alle *cbbL*-positiven Isolate als Gram-positive Bakterien der Gattungen *Bacillus*, *Arthrobacter* und *Streptomyces*. Eine Untersuchung von Typstämmen aus Stammsammlungen ergab mehrfach weitere *cbbL*-positive Befunde (SELESI et al. 2005), die erwarten lassen, dass die eigentliche Verbreitung der RubisCO-Gene in allen Gruppen von Bakterien bisher weit unterschätzt wurde. Die Bedeutung scheint vermutlich in der Möglichkeit der fakultativen Nutzung der CO₂-Fixierung neben einem heterotrophen Stoffwechsel zu liegen (Mixotrophie).

Die „green-like“ und „red-like“ *cbbL*-Gene konnten auch durch eine real time quantitative PCR bestimmt werden (SELESI et al. eingereicht). Dabei ergaben sich für Agrarböden 10⁴ Genkopien für die „green-like“ aber 10⁷-Kopien pro Gramm Trockenboden für die „red-like“ *cbbL*-Gene. Dies zeigt ebenfalls die bisher weithin unterschätzte Bedeutung der „red-like“ *cbbL*-Gene in Böden.

Einfluß einer H₂-Behandlung auf die Bodenmikroflora:

In Mikrokosmenexperimenten wurden nun Bodenbehandlungen mit Wasserstoff/Luft-Mischungen durchgeführt. Es zeigt sich, das Wasserstoff nach einer kurzen lag-Phase aufgenommen wurde (STEIN et al. 2005). Während der H₂-Aufnahme kommt es zu einer CO₂-Fixierung, welche schließlich die CO₂-Produktion des Bodens übertrifft und der Boden netto CO₂ aufnimmt. Diese CO₂-Fixierung konnte bei H₂-Flußraten von 250 nmol H₂ g Boden⁻¹ h⁻¹, welche in der Umgebung von N₂-fixierenden Leguminosen-Knöllchen vorkommen (DONG & LAYZELL 2001) gefunden werden, nicht jedoch bei der deutlich niedrigen Rate von 25 nmol H₂ g Boden⁻¹ h⁻¹.

Diese H₂-Behandlung des Bodens geht mit einer deutlichen Stimulierung der mikrobiellen Aktivität und Biomasse des Bodens einher. Dies konnte durch mikrokolorimetrische Messungen bestimmt werden. Dabei kam es erst in der Phase der maximalen H₂-

Aufnahme (nach 12 Tagen) zu signifikant deutlichen Effekten. In Folge der H₂-Begasung kam es ebenfalls zu einer deutlichen Zunahme der Zahl der Bodenbakterien, die eine signifikant erhöhte Aktivität zeigten. Dies war durch die Bestimmung des Verhältnisses der Bakterien, welche mit der fluoreszenzmarkierten Oligonukleotidesonde EUB338 in der Fluoreszenz in situ Hybridisierung (FISH) färbbar waren, zur Gesamtzahl der Bakterien (mit DAPI färbbar) festzustellen (STEIN et al. 2005). FISH-positive Bakterien sind ein Indikator für eine sehr hohe Ribosomenzahl, welche in der Regel nur in hochaktiven Mikroorganismen vorhanden sind. Der Einsatz von gruppenspezifischen Oligonukleotidsonden für verschiedene Gruppen der Gram-negativen und Gram-positiven Bakterien ergab, dass auf Grund der H₂-Behandlung die beta- und gamma-Proteobakterien, aber auch die Gruppe der *Bacteroidetes* überproportional zunahm (STEIN et al. 2005). Dies sind Hinweise für eine Veränderung in der Zusammensetzung der Gemeinschaft der Bodenbakterien auf Grund der H₂-Behandlung.

Danksagung

Drazenka Selesi wurde im Rahmen des DFG-Schwerpunktprogramms 1090 „Böden als Quelle und Senke für CO₂: Mechanismen und Regulation der Stabilisierung organischer Substanzen in Böden“ gefördert. Frau Angelika Schulz wird für die technische Hilfe herzlich gedankt.

Literatur

- DONG, Z., LAYZELL, D. B., 2001. H₂ oxidation, O₂ uptake and CO₂ fixation in hydrogen treated soil. *Plant and Soil* 229, 1-12.
- HEILMANN, B., 1993. Bestimmung der mikrobiellen Biomasse mittels Wärmeproduktion. In: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. (Eds.), *Bodenbiologische Arbeitsmethoden*. Springer Verlag, Berlin, pp. 73-77.
- MALIK, K. A., SCHLEGEL, H. G., 1981. Chemolithoautotrophic growth of bacteria able to grow under N₂-fixing conditions. *FEMS Microbiology Letters* 11, 63-67.
- NANBA, K., KING, G. M., DUNFIELD, K., 2004. Analysis of facultative lithotroph distribution and diversity on volcanic deposits by use of the large subunit of ribulose 1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase. *Applied and Environmental Microbiology* 70, 2245-2253.
- SELESI, D., SCHMID, M., HARTMANN, A., 2005. Diversity of green-like and red-like ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase large-subunit genes (*cbbL*) in differently managed agricultural soils. *Applied and Environmental Microbiology* 71, 175-184.
- STEIN, S., SELESI, D., SCHILLING, R., PATTIS, I., SCHMID, M., HARTMANN, A., 2005. Microbial activity and bacterial composition of H₂-treated soils with net CO₂ fixation. *Soil Biology and Biochemistry* (im Druck)
- WAGNER, M., HORN, M., DAIMS, H., 2003. Fluorescence in situ hybridisation for the identification and characterisation of prokaryotes. *Current Opinion in Microbiology* 6, 302-309.
- WATSON, G. M., TABITA, F. R., 1997. Microbial ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase/oxygenase: a molecule for phylogenetic and enzymological investigations. *FEMS Microbiology Letters* 146, 13-22.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE / POSTER

Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft
02. bis 09. September in Marburg

Band 107

Heft 1

2005

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission I

Band 107

Heft 1

2005

Auswirkung von Reifenbreite, Spurbreite und Radstand auf die Druckverteilung unter einem landwirtschaftlichen Fahrzeug

Dr.H.H.Becher*

Einführung

Die Diskussion über das tatsächliche Ausmaß der Verdichtung des Bodens unter schweren bis über-schweren landwirtschaftlichen Maschinen und Ge-räten (SOMMER/BECHER, 2004) im Hinblick auf die vom BBodSchG (ANON., 1998) eingeforderte gute fachliche Praxis scheint vorläufig zur Ruhe gekom-men zu sein. Trotzdem oder gerade deswegen soll auf einige weitere Aspekte hingewiesen werden, die bei der bisherigen Diskussion deutlich zu kurz ge-kommen sind. Richtig ist, daß die Last nicht punk-tförmig, sondern über eine Aufstands- oder Kontakt-fläche einwirkt. Welche Auswirkungen dies bei Vorgabe einer konstanten Radlast von 15 t oder 150 kN entsprechend einem 4-rädrigen Köpfröde-bunker von 60 t oder 600 kN Gesamtgewicht und einem konstanten Konzentrationsfaktor $k = 5$ haben muß, wird nachfolgend aufgezeigt.

Überlegungen und deren vorläufige Ergebnisse

Der Übergang von einer punktförmigen zu einer flä-chenförmigen Belastung hat dreierlei zur Folge. Er-stens müssen die bereits veröffentlichten Druck-zwiebeln (BECHER, 2003, 2004) um die Breite der Kontaktfläche verbreitert werden, wodurch zwangs-läufig auch die Tiefenwirkung, wenn auch nur ge-ringfügig, zunimmt. Dies ist besonders bei der Ver-wendung von Breitreifen zu bedenken, auch wenn die Spurtiefe gleichzeitig abnimmt, wie ein Ver-gleich der nicht ganz zutreffenden Abb. 1 und 2 zeigt. Der relativ abrupte Übergang der Isolinien in 240-250 cm Tiefe in die Horizontale macht diesen ‚Fehler‘ deutlich. Außerdem darf nicht vergessen werden, daß zumindest bei Normalreifen die Auf-standsbreite in Rollrichtung größer ist als die Rei-fenbreite, so daß die theoretische Tiefenwirkung in Rollrichtung größer als quer zur Rollrichtung ist (Druckzwiebeln sind 3-dimensionale Gebilde). Gerade bei dem von einigen Landtechnikern ange-dachten Einsatz von Bandlaufwerken (Gummiglei-sketten) ist wegen der unumgänglichen Verbreiterung der Aufstandsfläche in Rollrichtung auf Achsabstand trotz der Vergrößerung der Aufstandsfläche eine nicht zu vernachlässigende Tiefenwirkung zu er-warten.

Zweitens wirkt die Last – wie eben ausgeführt – nicht nur auf einen Punkt, sondern auf eine Fläche mit der Folge, daß die Last pro Flächenelement um

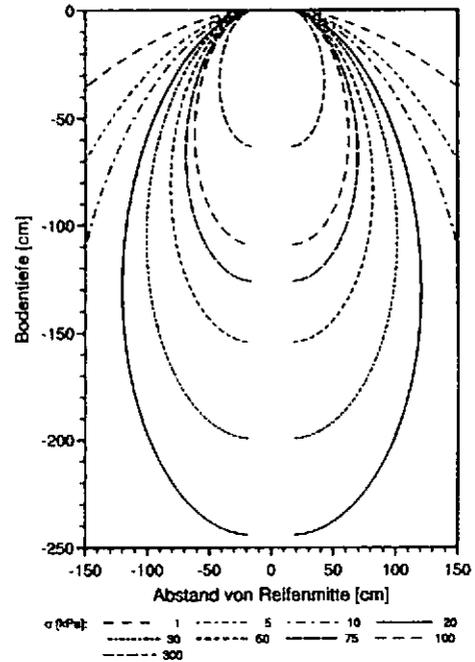


Abb. 1: Druckzwiebel für eine Radlast von 150 kN bei einer Reifenbreite von 30 cm und einem Konzentrationfaktor von 5

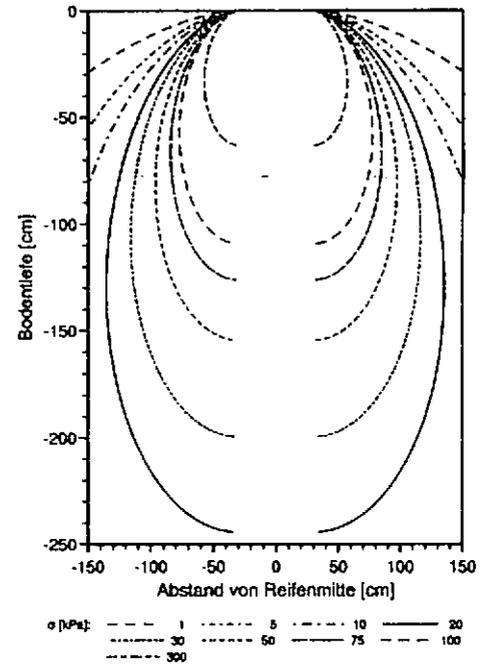


Abb. 2: Druckzwiebel für eine Radlast von 150 kN bei einer Reifenbreite von 60 cm und einem Konzentrationfaktor von 5

so kleiner ist, je mehr Flächenelemente zur Abstüt-zung zur Verfügung stehen, d.h. je größer die Kon-taktfläche insgesamt ist. Trotzdem ist die Gesamtlast einer Maschine oder eines Geräts wirksam, weil die von jedem Flächenelement ausgehenden Druckzwie-beln sich sehr stark überschneiden. Infolge dieser Überschneidungen (= Summenwirkung aller Einzel-Druckzwiebeln) reicht die Gesamt-Druckzwiebel wesentlich tiefer als die von einem isolierten Flä-chenelement ausgehende Druckzwiebel. U.a. auf die-ser Tatsache beruht §34 StVZO i.d.F. vom

* früher: Lehrstuhl für Bodenkunde, WZW, TU München, Am Hochanger 2, 85350 Freising; jetzt: Kirchenweg 5, 85354 Freising

10.11.2004, der vorgibt, daß Fahrzeuge auf öffentlichen Straßen eine Höchstlast (40 t) nicht überschreiten dürfen.

Drittens muß auch der Radstand – also sowohl die Spurbreite als auch der Achsstand – berücksichtigt werden. Denn die Druckzwiebeln unter jedem einzelnen Rad eines 4-rädrigen Fahrzeugs überschneiden sich unterschiedlich stark, wie Abb. 3 verdeutlicht. Bei geringerer Reifenbreite ist auch die Überschneidung geringer. Scherspannungen $\sigma < 20$ kPa werden hier als nicht-schädigend eingestuft. Da Druckzwiebeln 3-dimensionale Gebilde sind, wird die Überschneidung der Druckzwiebeln und damit die ‚Pflasterung‘ eines Bodens aufgezeigt, wenn man Horizontalschnitte in unterschiedlicher Bodentiefe betrachtet. Die Überschneidung der Scherspannungen mit starken Auswirkungen ($= \geq 50$ kPa) tritt häufig in etwa 75 cm Tiefe auf, die nicht von der üblichen Bodenbearbeitung erreicht wird. Diese Überschneidung ist besonders ausgeprägt, wenn die Achsen des Fahrzeugs unterschiedliche Spurbreiten aufweisen (Abb. 4). Während hier (Achsstand = 340 cm) in Roll- = Fahrrichtung die Druckzwiebeln der beiden Achsen sich nicht überschneiden, ist dies bei einem Achsstand von ≤ 2 m, besonders bei Tandemachsen gegeben. Aus Abb. 4 läßt sich aufzeigen, daß ein Boden über die doppelte Fahrzeug- bzw. Spurbreite mechanisch beansprucht, also auch verdichtet wird, und zwar noch in 75 cm Bodentiefe bei einem mit $k=5$ mäßig stabilen Boden. Bei einem stabilen Boden ($k=3-4$) ist zwar die Tiefenwirkung geringer, dafür aber die Breitenwirkung in geringerer Tiefe größer, so daß sich die Druckzwiebeln in geringerer Bodentiefe deutlich stärker überschneiden. Insgesamt breitere Reifen (normal: 40 cm, breit: 80 cm) bewirken deutlich stärkere Überschneidungen, insbesondere dann, wenn bei Breitreifen die Reifenmitte nach innen verlegt werden muß, um eine Überbreite des Fahrzeugs zu vermeiden.

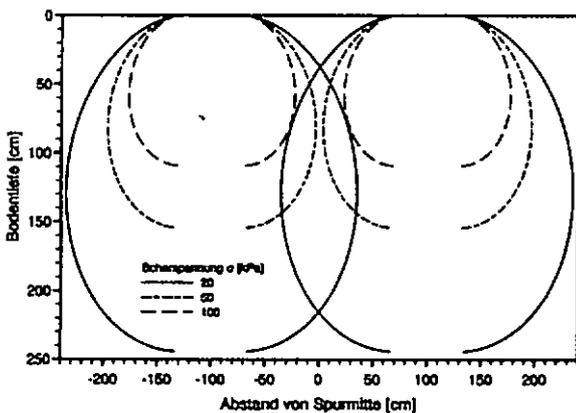


Abb. 3: Überschneidung der Scherspannungs-Isolinien bei einer Spurbreite von 200 cm und einer Reifenbreite von 60 cm für einen Konzentrationsfaktor von 5

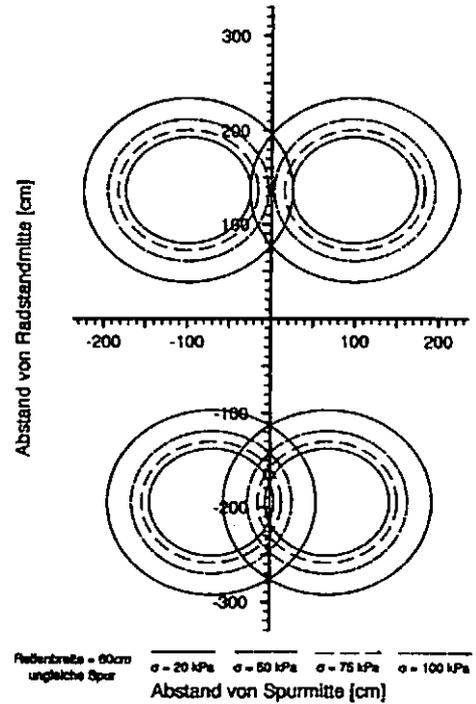


Abb. 4: Horizontalschnitt durch die Druckzwiebeln in 75 cm Tiefe für einen Radlast von 150 kN und einen Konzentrationsfaktor von 5, Achsstand 340 cm, Spurbreite 200 cm und 150 cm

Schlußfolgerung

Aufgrund dieser Betrachtungen ist es notwendig, daß das BBodSchG als Maßnahme gegen vermeidbare Bodenverdichtungen nicht nur auf die „gute fachliche Praxis“ hinweist, sondern auch Grenzwerte z.B. nach SCHNEIDER & SCHRÖDER (2005) aufführt, die eingehalten werden müssen, selbst wenn diese nicht einfach herzuleiten sind. Zumindest sollten die Ausführungsbestimmungen die Ermittlung der Grenzwerte aufzeigen.

Literatur

Anonym (1998): Gesetz zum Schutz des Bodens (Bundesbodenschutzgesetz) vom 17. März 1998.- Bundesgesetzblatt Jg. 1998, Teil I, Nr. 16, S. 502ff.
 Becher, H.H. (2003): Ist die Druckverteilung und damit der Konzentrationsfaktor k im Boden zeitlich und räumlich konstant?- Mitt. DBG 102,45-46.
 Becher, H.H. (2004): Ist der Konzentrationsfaktor k eines aggregierten Bodens als steuernde Größe der mechanischen Druckverteilung in Böden eine Konstante?- J. Plant Nutr. Soil Sci. 167,525-531.
 Schneider, R.; Schröder, D. (2005): Die „degressiv Kontaktflächendruck-bezogene Radlast“ als präventiver Indikator für die mechanische Bodenbelastbarkeit.- Ber. u. Landw. (im Druck).
 Sommer, C. / Becher, H.H. (2004): Kommentar zu „Ist der Konzentrationsfaktor k eines aggregierten Bodens als steuernde Größe der mechanischen Druckverteilung in Böden eine Konstante?“ von H.H.Becher; J. Plant Nutr. Soil Sci. 167,525-531 (2004) / Erwidern.- J. Plant Nutr. Soil Sci. 167,761 / 762-763.

Stickstoffdynamik eines gedränten Marschbodens in Nordwestdeutschland: Langjährige Untersuchungen und numerische Modellierung

Iris Bechtold¹, Mohamed A. Youssef², Sigrid Köhne¹, Bernd Lennartz¹ und R. Wayne Skaggs²

1. Einleitung

Die Umsetzung und die Verlagerung von Stickstoff in Böden ist für die Landwirtschaft und für die Wasserqualität angrenzender Gewässer von großer Bedeutung. Vor allem Nitratauswaschungen führen zur Eutrophierung von aquatischen Ökosystemen. Der Nitrataustrag wird durch Drainagen beschleunigt, und gleichzeitig werden die Bedingungen für die Denitrifikation verschlechtert. Die Denitrifikation ist eine der am schwersten zu bestimmenden Größen bei der Ermittlung des Stickstoffaustrags aus Böden. Der Stickstoff (N)-Kreislauf des Bodens ist sehr komplex und Transport- und Umsetzungsprozesse sind nur schwer im Feld zu quantifizieren. So können an Hand von experimentell bestimmbaren chemischen Daten Umsetzungsprozesse meist nicht klar voneinander getrennt werden. Zudem sind räumliche und zeitliche Charakteristika von N-Transportphänomenen nur schwer mit den zur Verfügung stehenden experimentellen Methoden aufzulösen (WRIEDT 2004). Zur Bestimmung diffuser Einträge in Gewässer sind Simulationsmodelle eine nützliche Hilfe für räumliche und zeitliche Inter- und Extrapolationen von Punktmessungen und Momentaufnahmen sowie zur Beurteilung einzelner Nutzungsszenarien. Hierfür existieren eine ganze Reihe von Modellen (z.B.: GLEAMS, ANIMO, MINERVA, DRAINMOD-N II,...)die grundsätzlich die gleichen Prozesse berücksichtigen, deren Grad der Interaktion aber von Modell zu Modell sehr unterschiedlich sein kann. Das kürzlich entwickelte Simulationsprogramm DRAINMOD-N II (YOUSSEF 2003) kann die N-Dynamik und -Umsetzung für Ackerstandorte unter Einbeziehung der Kohlenstoffdynamik des Systems Boden-Pflanze abbilden. Unser Ziel war es DRAINMOD-N II für Grünlandstandorte anzupassen und die N-Transport- und Umsetzungsprozesse für den Dränstandort Infeld zu analysieren.

¹ Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock
E-mail: iris.bechtold@uni-rostock.de

² Department of Biological and Agricultural Engineering, North Carolina State University, Raleigh

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Infeld befindet sich in einer Marschregion in der Nähe von Nordenham in Nordwestdeutschland. Es wurde seit den späten 1950er systematisch gerdränt und bis 1974 ackerbaulich genutzt. Seit 1974 wird es als Grünland mit ca. 4 Schnitten im Jahr bewirtschaftet. Die Düngung erfolgt zum einen mit Kalkammonsalpeter ($\text{NH}_4\text{NO}_3 + \text{CaCO}_3$) und zum anderen mit Rindergülle. Die Nährstoffausträge und Dränabflüsse wurden seit 1975 von der Landwirtschaftskammer Weser-Ems gemessen. Das Untersuchungsgebiet von ca. 4,16 ha teilt sich in 10 Teilflächen (0,1-0,24 ha), mit unterschiedlichen Dräntiefen und Dränabständen, welche hydrologisch voneinander getrennt sind. Der Focus unserer Untersuchungen liegt auf der Fläche N2, welche eine Dräntiefe von 1,28 m und einem Dränabstand von 16 m aufweist.

Der Bodentyp ist eine Brackmarsch mit 4 Horizonten die jeweils einen Tongehalt von über 40% aufweisen. Bei Bodenuntersuchungen 1974, 1989 und 1996 wurde unter anderem in den oberen 20 cm pH und organischer Kohlenstoffgehalt des Bodens ermittelt. Zudem wurden an Stechzylinderproben Wasserretentionskurven und gesättigte Leitfähigkeiten und die Lagerungsdichte bestimmt.

2.2 DRAINMOD-N II

DRAINMOD-N II ist ein prozessbasiertes Modell für den Feldmaßstab, welches für Ackerstandorte die N-Dynamik und Umsetzungsprozesse im System Boden-Wasser-Pflanze abbildet. Die hydrologische Basis ist DRAINMOD (SKAGGS 1978) ein Wasserhaushaltsmodell für gedränte grundwasser-nahe Standorte. Im Programmablauf wird Dränabfluss, Oberflächenabfluss, Infiltration, Wasserstand, Wassergehalt und Evapotranspiration bestimmt. Zusätzlich wird der Wärmefluss durch den Boden unter Berücksichtigung der klimatischen Bedingungen, Boden- und Pflanzeigenschaften und den Parametern für das Dränsystem berechnet.

Mit DRAINMOD-N II können tägliche Konzentrationen von mineralischem N in der Bodenlösung und dem Dränwasser, der C-Gehalt der oberen 20 cm und die Raten der N-Umsetzungsprozesse wie Mineralisation, Immobilisation, Nitrifikation und Denitrifikation unter Berücksichtigung von drei unterschiedlichen N-Pools ($\text{NH}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und ON) ermittelt werden.

Um das Modell für ungepflühtes Grünland anwenden zu können, wurden folgende Modifikationen vorgenommen:

- N-Entzug durch Schnittnutzung
- N-Zufuhr durch Ernteverluste und absterben von Wurzeln
- Berücksichtigung der Wurzelwachstumsdynamik

3. Ergebnisse und Diskussion

An Hand 12-jähriger Messdaten (1989-2000) wurde die Validität des Modells für den Standort Infeld geprüft. Hierbei ist zu beachten, dass nur für knapp die Hälfte der Dränabflussdaten auch Stickstoffmesswerte vorlagen. Diese wurden zur Berechnung der Fracht für den gesamten Beobachtungszeitraum extrapoliert. Der Fehler bei den ermittelten Frachten wird auf 20 bis 30% geschätzt.

Als Kalibrierungszeitraum wurden die Jahre 1989 bis 1994 verwendet und zur Validierung der Zeitraum von 1995 bis 2000. Kalibrierungsparameter waren die maximale Reaktionsrate der Nitrifikation und Denitrifikation, sowie die untere und obere Grenze des volumetrischen Wassergehalts in dessen Bereich die biologischen Prozesse optimal verlaufen.

Für den Kalibrierungszeitraum ergibt sich ein Nash-Sutcliff-Koeffizient auf monatlicher Basis für den Dränabfluss von 0,85 und für die $\text{NO}_3\text{-N}$ Fracht von 0,53. Die mittleren Abweichungen dieser sechs Jahre liegen für den Dränabfluss bei 0,94 cm und für die $\text{NO}_3\text{-N}$ Fracht bei 0,53 kg N/ha. Es konnte eine gute Übereinstimmung von Mess- und Modellwerten erreicht werden (Abb. 1). Die Denitrifikationsraten liegen für diesen Zeitraum im Mittel bei 98 kg N/(ha*a), die Nitrifikationsraten bei 234 kg N/(ha*a).

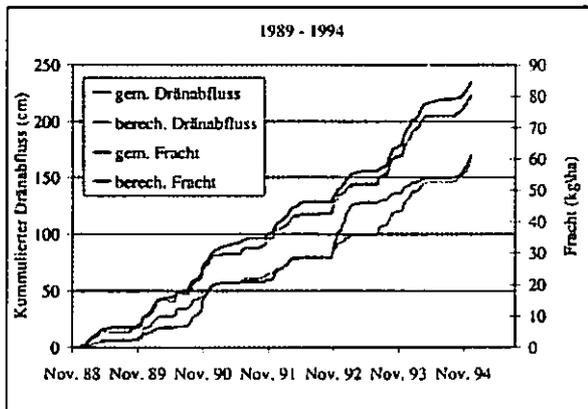


Abbildung 1: Kumulierter Dränabfluss und Fracht für den Kalibrierungszeitraum (1989-1994)

Für den Validierungszeitraum konnten die Abflüsse ebenfalls gut abgebildet werden (Abb. 2) mit einem Nash-Sutcliff-Koeffizienten von 0,74 und einer mittleren Abweichung von 1,16 cm. Bei den Frachten gab es größere Differenzen, der Nash-Sutcliff-Koeffizient lag bei 0,34, die mittlere Abweichung betrug 1,16 kg/ha für diese sechs Jahre. Die mittlere Denitrifikationsrate ist mit 64 kg N/(ha*a) geringer als für den Kalibrierungszeitraum, ebenso die Nitrifikationsrate mit 184 kg N/(ha*a).

Für den Kalibrierungszeitraum liegen die prozentualen Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen $\text{NO}_3\text{-N}$ Frachten im Bereich des Fehlers für die Frachtermittlung. Für den

Validierungszeitraum ist der Fehler in der Regel größer 40% trotz guter Simulation des Abflusses.

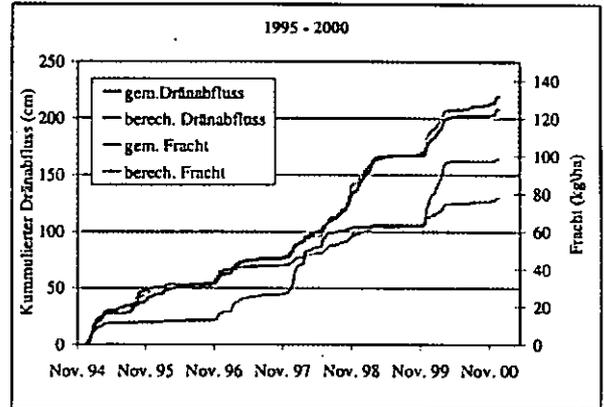


Abbildung 2: Kumulierter Dränabfluss und Fracht für den Validierungszeitraum (1995-2000)

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Zur Simulation der Hydrologie an Dränstandorten mit schweren Böden ist DRAINMOD ein geeignetes Instrument. Die modifizierte Form von DRAINMOD-N II für Grünland ist zwar in der Lage, die Frachten für den Kalibrierungszeitraum gut abzubilden, doch für den Validierungszeitraum ist dies nur bedingt möglich, trotz guter Erfassung der Abflüsse. Für den gesamten Zeitraum ergibt sich eine durchschnittliche Denitrifikationsrate von 81 kg N/(ha*a), ca. 29% der applizierten Düngermenge. Die Kohlenstoffdynamik des Standorts konnte hinreichend genau modelliert werden.

Die Prüfung der modifizierten Form von DRAINMOD-N II wird noch an zwei weiteren Teilflächen vorgenommen

Dank

Die Untersuchungen wurden finanziert von der Deutschen Forschungsgemeinschaft (Grant # LE 945 4-1). Technisch und instrumentell wurde das Projekt unterstützt von der Landwirtschaftskammer Weser-Ems. Wir danken Dr. Schäfer des Bodentechnisches Institut Bremen/Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung für seine Unterstützung. Teile der Felddaten wurden von Herr Dipl.-Ing. Steffen Arndt erhoben und bearbeitet.

Literatur

- SKAGGS, R.W. 1978: A water management model for shallow water table soils. Technical Report No. 134, N. C. State University, Raleigh, USA
- YOUSSEF, M. A. 2003: Modeling nitrogen transport and transformations in highwater table soils. Dissertation, N. C. State University, Raleigh, USA
- WRIEDT, G. 2004: Modeling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany, Dissertation, Universität Potsdam

Quantifizierung von Hydrophobie und ihrer kleinskaligen Variabilität in sandigen Waldböden mit der Wassertröpfchenmethode und Goniometermessungen

Uwe Buczko¹, Oliver Bens, Reinhard F. Hüttl

Einleitung

Viele Waldböden sind benetzungsgehemmt oder gar wasserabweisend (=hydrophob), sowohl weltweit als auch in Mitteleuropa. Dabei zeigt die Benetzungshemmung oft eine zeitliche und/oder räumliche Variabilität. Sowohl Benetzungshemmung an sich als auch deren Heterogenität haben Einfluss auf hydrologische Prozesse, vor allem Infiltration und präferenziellen Fluss. Es werden verschiedene Methoden zur Charakterisierung der Benetzungshemmung verwendet, die meist unterschiedliche und kaum vergleichbare Kennzahlen ergeben.

Die zur Charakterisierung von räumlicher Variabilität meist verwendeten geostatistischen Methoden erfordern in-situ Messungen oder ungestörte Proben. In der Praxis stehen meist jedoch nur gestörte Proben zur Verfügung.

Ziele dieses Beitrages sind:

1. Quantifizierung der Benetzungshemmung (Hydrophobie) in einer Kiefern-Buchen-Chronosequenz;
2. Vergleich von zwei unterschiedlichen Methoden: Water drop penetration time test und sessile drop method;
3. Quantifizierung der kleinräumigen Heterogenität der Hydrophobie, Entwicklung von vergleichbaren Kennzahlen.

Methoden

Im Forstrevier Kahlenberg (Buczko et al., 2002, 2005) im Nordostdeutschen Tiefland wurden auf 4 Standorten einer Waldumbauchronosequenz von Kiefer zu Buche (Kiefer 84-jährig: P84; Kiefer 76-jährig mit Buche 34-jährig: P76/B34; Kiefer 114-jährig mit Buche 57-jährig: P114/B57; Buche 91-jährig: B91) in horizontbezogenen Tiefen bis 160 cm Proben von 100 cm³ Volumen genommen, wobei je Horizont 3 Proben in unmittelbarer Nachbarschaft gewonnen wurden. Das Bodenmaterial wurde bei 60°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet; die Fraktion >2 mm wurde durch Trockensiebung abgetrennt, und die Feinbodenfraktion wurde für die weiteren Analysen verwendet.

Kontaktwinkelmessungen (KW) wurden mit einem Goniometer (sessile drop method – SDM; Bachmann et al. 2000) durchgeführt. Ausserdem fand der Wassertröpfchen-Eindringzeitest (water drop

penetration time test – WDPT test) Anwendung. Es wurden jeweils 10 Messwerte je 100 cm³ Bodenprobe erhoben.

Die Quantifizierung der kleinskaligen Heterogenität erfolgte mit einem Heterogenitätsindex (HI), welcher eine Maßzahl für die Variabilität innerhalb des Probenvolumens (hier: 100 cm³) darstellt:

$$HI = \frac{Q_{90} - Q_{10}}{SF} \cdot 100$$

Mit: Q_{90} : 90% Quantil; Q_{10} : 10% Quantil; SF: Skalenfaktor = Spannbreite der vorkommenden Werte (120 für Kontaktwinkel, 4 für log(WDPT)).

Dieser Index ist nicht an normalverteilte Werte gebunden, durch den Skalenfaktor sind Werte, die für verschiedene Methoden berechnet wurden vergleichbar, und er ist auch für gestörte Proben verwendbar. Der Wertebereich liegt zwischen 0 und 100.

Kontrollmessungen an künstlich mit Naphtha hydrophobisiertem homogenem Feinsand (0,1 – 0,4 mm) ergaben Messungengenauigkeiten, welche für KW-Messungen einem HI von 8 % und für log(WDPT) von 6 % entspricht; d.h., Messungengenauigkeiten sind ähnlich für beide Methoden, und werden daher im folgenden nicht von berechneten HI Werten subtrahiert.

Ergebnisse

Sowohl die Kontaktwinkel als auch die WDPT-Werte sind insgesamt nicht-normal verteilt (hier nicht dargestellt). Für WDPT wird durch Logarithmierung eine stärkere Annäherung an eine Normalverteilung erreicht, weshalb die weiteren Analysen für WDPT auf logarithmierten Werten beruhen. Mittelwerte der KW und log(WDPT) (Tab. 1) belegen eine starke Hydrophobie in den obersten Bodenhorizonten, welche mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt. Dies ist in Übereinstimmung mit bisherigen Untersuchungen an diesem Standort (Buczko et al., 2002, 2005). Die entsprechenden Werte des HI belegen maximale kleinräumige Heterogenitäten in tieferen Bodenschichten, d.h., unterhalb des Ah-Horizonts.

Ein direkter Vergleich von Kontaktwinkeln und logarithmierten WDPT-Werten (Abb. 1) zeigt eine in etwa lineare Korrelation in einem KW-Bereich zwischen etwa 50 und 100 Grad, jedoch mit einer starken Streuung.

Ein Vergleich der Werte des HI, die jeweils für eine Probe (100 cm³) und alle drei Proben einer Tiefe (300 cm³) berechnet wurden, zeigt einen ausgeprägten Skaleneffekt des HI (Abb. 2): Für die überwiegende Mehrzahl der Fälle ist der HI Wert für das größere Volumen höher als die entsprechenden Werte für die Einzelproben.

¹ Lehrstuhl f. Bodenschutz u. Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, E-Mail: Buczko@tu-cottbus.de

Tab. 1: Mittelwerte und Werte des HI für Kontaktwinkel und log(WDPT) der 4 Standorte.

Standort	Horizont, Bodentiefe (cm)	MW	HI	MW	HI
		KW	KW	log(W DPT)	log(W DPT)
P84	Aeh (0-6)	105.8	17.5	3.470	11.9
	Aeh-Bv (6-15)	92.3	26.8	2.553	71.4
	Bv (15-40)	75.7	20.8	1.205	24.3
	Bv-Cv (40-70)	49.7	15.3	0.248	0.8
	ICv (70-95)	52.1	28.6	0.301	0.0
	II ICv (95-160)	56.3	23.4	0.301	0.0
P76/B34	Aeh (0-5)	98.5	24.2	3.208	32.7
	Aeh-Bh (5-15)	79.9	46.8	2.450	77.4
	Bsh (15-30)	89.7	10.1	3.420	9.5
	ICv (30-115)	82.9	14.4	0.947	75.4
	IIICv (115-160)	7.1	21.8	0.301	0.0
P114/B57	Ah (0-5)	111.3	15.9	3.335	20.6
	Ah (5-11)	96.0	22.8	2.897	44.0
	AhBv (11-28)	75.2	25.9	1.318	7.5
	Bv (28-53)	61.4	19.3	0.690	23.4
	ICv (53-86)	21.0	27.7	0.301	0.0
	II ICv (86-113)	0.0	0.0	0.301	0.0
	III ICv (113-145)	0.0	0.0	0.301	0.0
	IV ICv (145-160)	2.1	1.4	0.301	0.0
B91	Ah (0-5)	104.7	9.4	2.480	8.7
	Ah (5-20)	84.4	49.4	1.318	51.1
	Ah-Bv (20-32)	63.6	22.2	1.958	15.3
	Bv (32-50)	66.3	17.9	0.301	0.0
	ICv (50-69)	44.2	22.8	0.301	0.0
	IIICv (69-140)	0.0	0.0	0.301	0.0

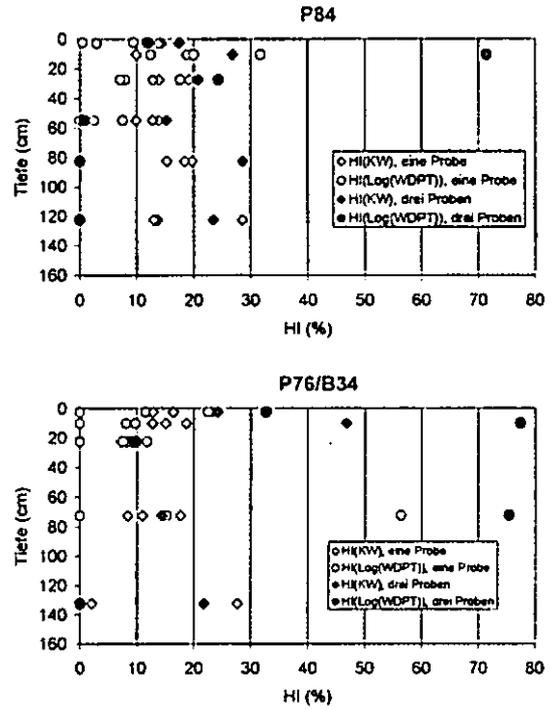


Abb. 2: HI vs. Bodentiefe bezogen auf 100 und 300 cm³ Bodenvolumen, exemplarisch für 2 der Standorte.

Zusammenfassung und Ausblick

- starke Hydrophobie im Oberboden
- Korrelation zwischen WDPT und KW problematisch
- starke kleinskalige (100 cm³) Heterogenität, auch wenn geschätzter Messfehler subtrahiert wird
- Heterogenität steigt mit zunehmender Skala an (100 --> 300 cm³)

Untersucht werden sollte in Zukunft noch:

- Beziehung der ermittelten HI Werte zu Parametern des präferenziellen Flusses
- Beziehung der ermittelten HI Werte zu geostatistischen Parametern

Literatur

Bachmann, J., Horton, R., Van Der Ploeg, R.R., Woche, S., 2000. Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 564-567.

Buczko, U., Bens, O., Fischer, H., Hüttl, R.F., 2002. Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in Northeast-Germany. *Geoderma* 109, 1-18.

Buczko, U., Bens, O., Hüttl, R.F., 2005. Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma* 126, 317-336.

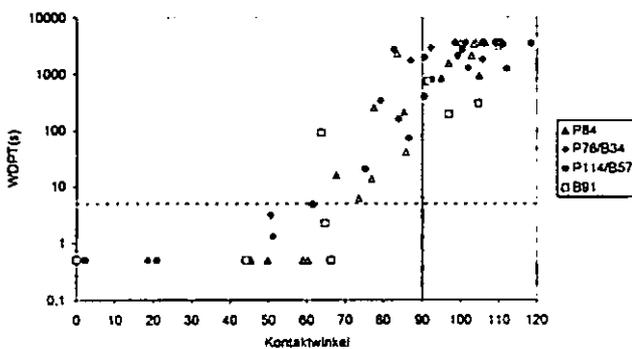


Abb. 1: WDPT vs. Kontaktwinkel.

Auswirkung von Wassergehalt und Lagerungsdichte auf bodenthermische Eigenschaften

Dorota Dec, R.Horn,

Die Bodenstruktur und -temperatur beeinflussen viele physikalische, chemische und biologische Prozesse im Boden, wie Entwicklung von Organismen, Pflanzenwachstum und mikrobiologische Aktivität. Die Bodentemperatur hängt von vielen Faktoren ab, wie z.B. Lufttemperatur, Lagerungsdichte, Wassergehalt, Phasenanteile (feste, gasförmige und gelöste Phase). Das Maximum der Bodentemperatur zeigt eine deutliche Verzögerung mit zunehmender Bodentiefe. Wärme zirkuliert, bzw. strömt über Kontaktpunkte zwischen Bodenpartikeln ebenso wie zwischen Bodenpartikeln und Wasser. Das Wasser hat die größte thermische Kapazität und folglich den stärksten Einfluss auf die thermischen Eigenschaften des Bodens^{1,2}.

Ziel dieser Arbeit war, die Quantifizierung des Einflusses der Lagerungsdichte und des Wassergehaltes auf die thermischen Eigenschaften von Böden

Material und Methoden

Standortbeschreibung:

- Untersuchungsgebiet: Harste/Göttingen
- Bodentyp: Tschernosem-Parabraunerde
- Bodenart: Mittel toniger Schluff, Corg 10,8%

Messungen:

Die Bodenproben wurden homogenisiert, getrocknet (bei 40°C), gemahlen, danach mit Wasser befeuchtet und gemischt und in Zylinder (Höhe 30 cm, ø 19 cm) unter kontrollierten Bedingungen (Lastrahme) eingebracht. Eine tägliche Oszillation der Temperatur am oberen Rand der Probe wurde anhand der Regulierung der Wärme geschaffen. Die Wärmequelle wurde nach oben (8 Stufen) und nach unten (8 Stufen) je 30 Min. verschoben.

Bestimmung von thermischen Eigenschaften:

Um Wärmekapazität (C_v), Wärmeleitfähigkeit (λ) und thermische Diffusivität (D) zu bestimmen,

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel

wurde ein statistisch- physikalisches Modell von Usowicz (1992) eingesetzt³. Die Wärmekapazität und Diffusivität wurden mit einer empirischen Formel berechnet⁵:

$$C_v = c_{m,o,w} + \rho_{m,o,w} + x_{m,o,w} \quad [10^6 \text{ J/m}^3 \text{ K}] \quad \text{Gl.2}$$

$$D = \frac{\lambda}{C_v} \quad [\text{m}^2/\text{s}] \quad \text{Gl.1}$$

Wo: c – spezifischer Wärme von (w-Wasser; m- mineralischer und o-organischer Festphase)
 ρ - Dichte von m,o,w
 x - Inhalt von m,o,w

Die benötigten Parameter wurden direkt gemessen: z.B. Quarz, mineralische und organische Substanz, Wassergehalts- und Temperaturänderung.

Ergebnisse und Diskussion

Mit zunehmender Bodentiefe nimmt die Zeitverschiebung des Temperaturmaximums zu (Abb.1).

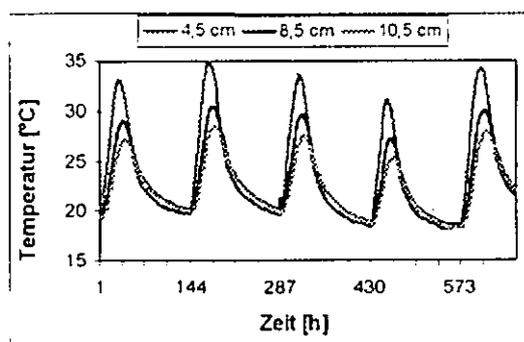


Abb. 1 Verlauf der Bodentemperatur bei einer Lagerungsdichte von $1,2 \text{ g/cm}^3$

Bei konstantem Gehalt an mineralischer und organischer Substanz hängt die thermische Kapazität linear vom Wassergehalt ab⁵ was in Abb.2 bestätigt wurde, d.h. mit abnehmendem Wassergehalt die thermische Kapazität abnimmt.

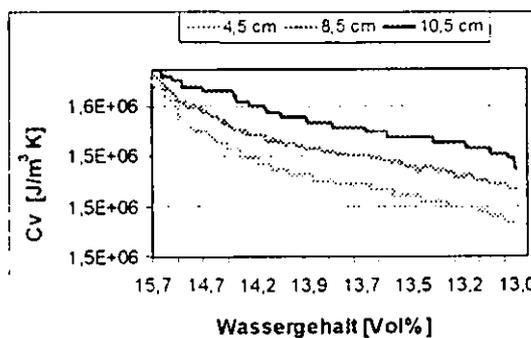


Abb. 2 Beziehung zwischen Wassergehalt und thermischer Kapazität während der Messung bei $\rho_B = 1,2 \text{ g/cm}^3$

Die thermische Leitfähigkeit nimmt mit zunehmendem Wassergehalt zu, da Wasser den wärmeleitenden Querschnitt und Kontaktpunkte erhöht. Bei kleineren Wassergehalt nimmt die thermische Leitfähigkeit stärker zu (z.B.: 13,1-15,7%; +0,08 W/mK und 22,5-28,9 %; +0,054 W/mK) (Abb.3 und Abb.4)^{2,5}.

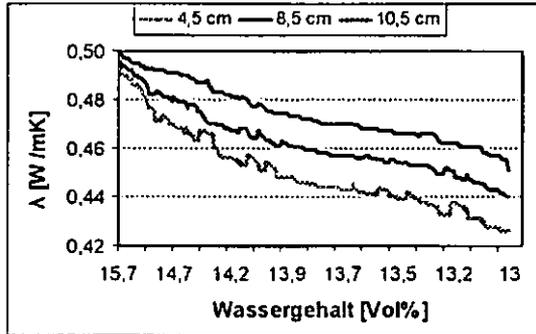


Abb. 3 Beziehung zwischen Wassergehalt und thermischer Leitfähigkeit während der Messung bei $d_B = 1,2 \text{ g/cm}^3$

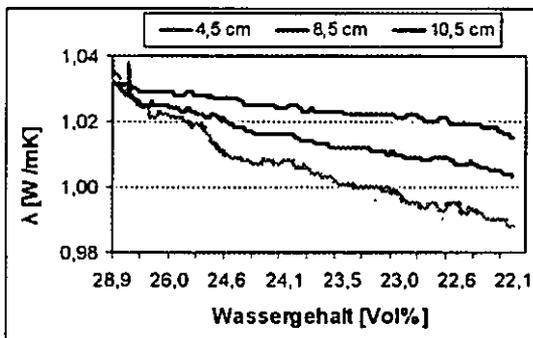


Abb. 4 Beziehung zwischen Wassergehalt und thermischer Leitfähigkeit während der Messung bei $d_B = 1,6 \text{ g/cm}^3$

Die thermische Diffusivität nimmt mit zunehmendem Wassergehalt zu (Abb.5) und sinkt nach Überschreitung von 20 Vol % wieder ab (Abb.6)⁵.

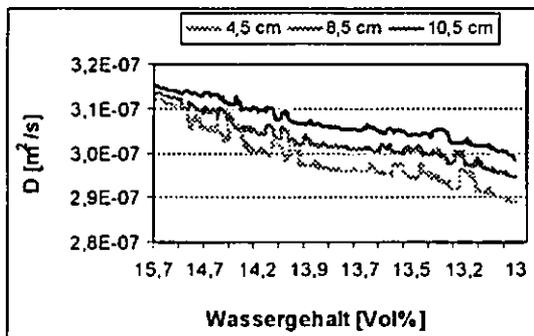


Abb. 5 Beziehung zwischen Wassergehalt und thermischer Diffusivität während der Messung bei $d_B = 1,2 \text{ g/cm}^3$

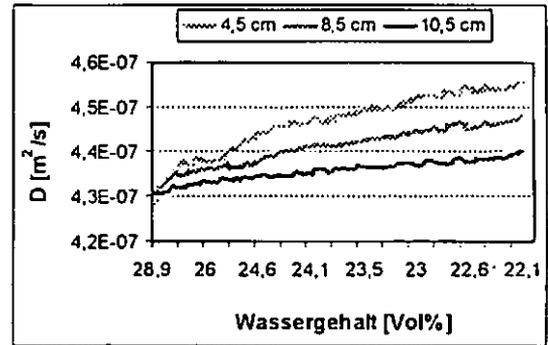


Abb. 6 Beziehung zwischen Wassergehalt und thermischer Diffusivität während der Messung bei $d_B = 1,6 \text{ g/cm}^3$

Schlussfolgerungen

Mit zunehmender WG ändern sich die thermischen Eigenschaften, wie folgt:

- die thermische Kapazität nimmt mit abnehmendem Wassergehalt ab
- die thermische Leitfähigkeit steigt am Anfang schnell und danach langsamer
- die thermische Diffusivität zeigt ein Maximum bei 20 Vol % und sinkt danach wieder ab

Danksagung

Die Erstautorin ist für die finanzielle Hilfe von der Förderung des wissenschaftlichen und künstlerischen Nachwuchses der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel dankbar.

Literatur

- ¹Hartge K.H. und Horn R., 1999. Einführung in die Bodenphysik. Stuttgart.
- ²Hillel,D., 1998. Environmental Soil Physic. Academic Press, San Diego, 771 pp.
- ³Usovicz,B., 1992. Statistical-physical model of thermal conductivity in soil. Polish Journal of Soil Science. Vol.XXV/1. PL ISSN 0079-2985
- ⁴Usovicz,B., 2002. Szacowanie cieplnych wlasciwosci gleby. Acta Agrophysica, Lublin, 72, 135-165
- ⁵W.R.Van Wijk und D.A.De Vries., 1996. Physics of plant environment. North-Holland Publishing Company-Amsterdam

Anisotropie von Porenfunktionen

José Dörner und Rainer Horn

Einleitung

Böden sind poröse Medien, wodurch Wasser und Luft gespeichert und geleitet sind. Je nach Bodenentwicklung und -nutzung weist der Boden Feinschichtungen und eine bestimmte Bodenstruktur auf, was zur Anisotropie der Leitfähigkeit auf der Skala des Bodenprofils und -horizontes führen kann. Das Ziel dieser Arbeit ist es, die Anisotropie von Porenfunktionen des Bodenhorizontes zu untersuchen.

Material und Methode

Vertikale und horizontale ungestörte Bodenproben wurden anhand eines hydraulischen Probenentnahmegertes in verschiedenen Bodenhorizonten entnommen. An den Bodenproben wurden die pF-WG Kurve, die Schrumpfung, die Luftleitfähigkeit (k_l), die gesättigte (k_r - Hauben Permeameter) sowie die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit (k_u - Evaporationsmethode) bestimmt.

Die pF-WG Kurve wurde durch die Gleichung von van Genuchten mit Hilfe der RETC Software [1] angepasst. Mit den Parametern α , n und den kf-Werten wurde die k_u mit und ohne Berücksichtigung der Schrumpfung bei der Messung der pF-WG Kurve simuliert. Bei der Simulation wurde die Annahme getroffen, dass die Porenkontinuitätsparameter (l) dem Wert von 0,5 entspricht [2]. Bei der Anpassung der k_u wurden die bekannten Parameter α und n fixiert und der kf-Wert als Messwert berücksichtigt, damit die Gültigkeit des l -Wertes in den untersuchten Boden überprüft werden kann.

Ergebnisse und Diskussion

Luftpermeabilitätsmessungen ermöglichen eine gute Beschreibung von geometrischen Faktoren, die die Porenfunktionen beeinflussen. Die Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen (ϵ_a) und Luftpermeabilität (k_a) wurde mit einer logarithmisierten Form der Kozeny Carman Gleichung (Gl. 1) angepasst (Abb. 1a - b) [3]. Der Parameter N ist ein Kontinuitätsfaktor und aus seiner Beziehung mit M ergibt sich das blockierte Porenvolumen (Gl. 2), welches als undurchlässiges luftgefülltes Porenvolumen

betrachtet wird, wenn die Luftpermeabilität ein Wert von $1 \mu\text{m}^2$ erreicht [3]. Im Pflughorizont (Ap) ist keine Anisotropie zu erkennen, wohingegen diese in der Pflugsohle (App) wieder auftritt. Obwohl das blockierte Porenvolumen (B.P.) der horizontal entnommenen Proben kleiner ist als der vertikalen Proben, trägt es nicht zur Anisotropie bei, denn die Steigung (N) der k_a in der vertikalen Richtung ist größer als in der horizontalen Richtung. Im App ist $k_{a,v} > k_{a,h}$, was hauptsächlich auf das Plattengefüge und damit auf das kleinere blockierte Porenvolumen in der horizontalen Richtung zurückzuführen ist. Mit zunehmender Entwässerung der Poren wird ein isotroper Zustand erreicht.

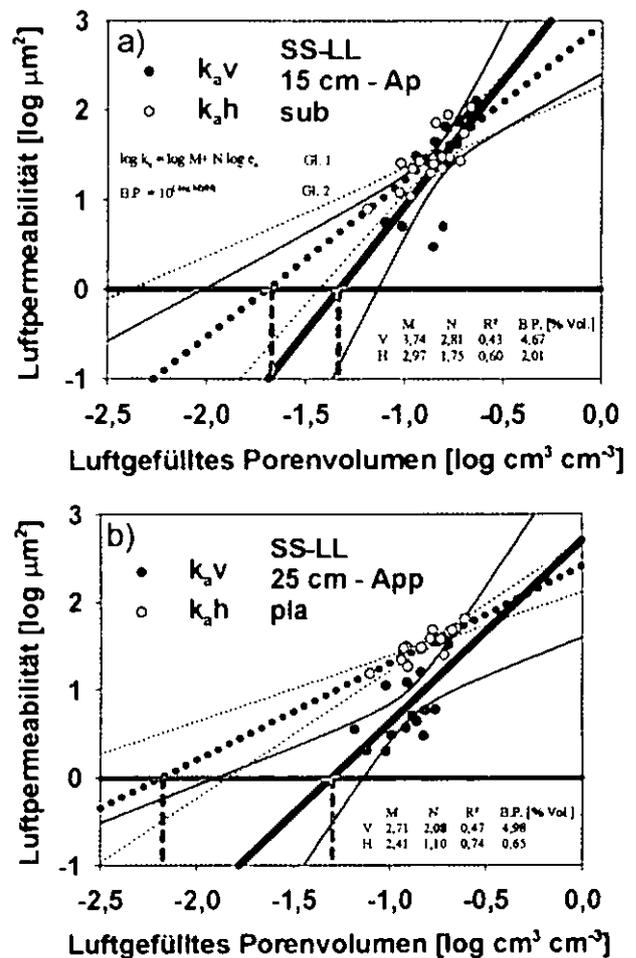


Abb. 1: Beziehung zwischen luftgefülltem Porenvolumen und Luftpermeabilität, a: Pflughorizonte; b: Pflugsohle. Gestrichelte Linien entsprechen den Konfidenzintervallen (95%). Die Anschnittpunkte auf der Abszisse zeigen das blockierte Porenvolumen bei $k_a = 1 \mu\text{m}^2$.

Die simulierte k_u -Funktion mit den α und n Parametern aus der pF-WG Kurve, den gemessenen kf-Werten und dem von Mualem [2] vorgeschlagenen Parameter $l = 0,5$ unterschätzt die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit insbesondere ab $pF \sim 1,5$ (Abb. 2 a - b). Wird die Schrumpfung des Bodens berücksichtigt, nähert

sich die simulierte k_u -Funktion den gemessenen Werten. Die angepassten k_u -Werten zeigen, dass der Porenkontinuitätsparameter in den untersuchten Böden ungleich 0,5 ist, was auch von Wösten und van Genuchten [4] festgestellt wurde. Außerdem weist der Parameter l Richtungsabhängigkeit auf. Beide Umstände können nur festgestellt werden, wenn die k_u Beziehung gemessen wird.

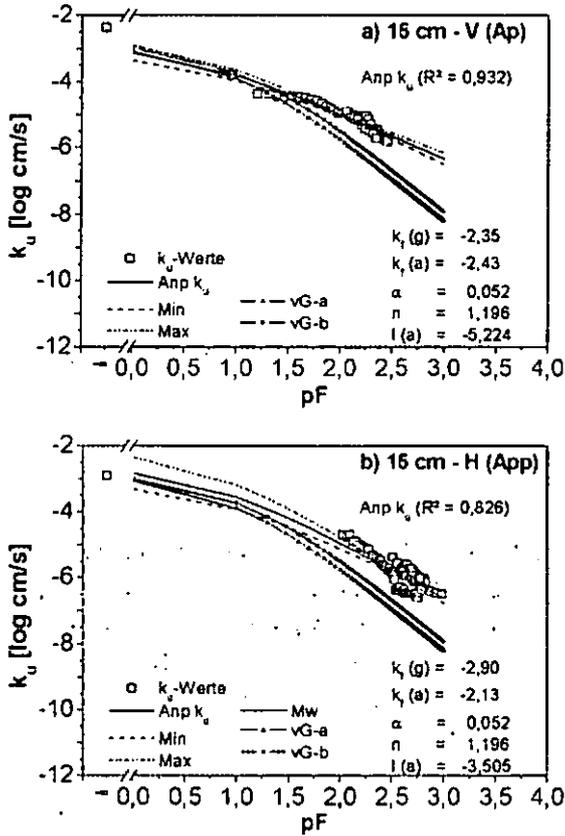


Abb. 2: Vergleich der angepassten (Anp k_u) mit der mit α und n simulierten k_u -Funktion (vG-a und vG-b = ohne und mit Berücksichtigung der Schrumpfung bei der Messung der pF-WG Kurve; $k_f(g)$ und $k_f(a)$ = gemessene und angepasste k_f). Werte bei $-\infty$ entsprechen der gemessenen k_f .

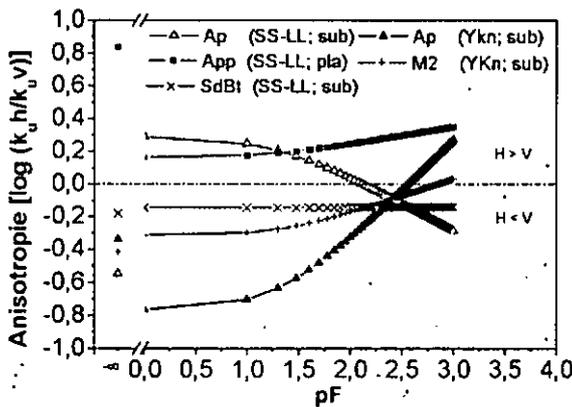


Abb. 3: Anisotropie (k_h/k_v) der hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit von der Wasserspannung in Bodenhorizonten mit verschiedenen Gefügestrukturen. Werte bei $-\infty$ entsprechen der gemessenen k_f .

Die Anisotropie der hydraulischen Leitfähigkeit

hängt von der Wasserspannung ab (Abb. 3).

Die Richtungsabhängigkeit ist in der Regel auf die Bodenstruktur zurückzuführen. Die Pflughorizonte weisen ein Subpolyedergefüge (sub) auf, welches als Relikt ehemaliger Rissysteme zu einer höheren gesättigten Leitfähigkeit in der vertikalen Richtung führt. Wird der Boden im Ap (SS-LL) leicht entwässert, dann ist die $k_{uh} > k_{uv}$, was Effekte der Bodenbearbeitung (-verdichtung) widerspiegeln kann. Mit zunehmender Entwässerung der Poren wird ein nahezu isotroper Zustand erreicht. Durch die Bodenverdichtung wird ein Plattengefüge (pla) in der Pflugschleife (App) geschaffen, welches eine Anisotropie in der horizontalen Richtung verursacht. Durch Quellung und Schrumpfung entwickelt sich ein Subpolyedergefüge (SdBt). Infolgedessen ist die $k_{uv} > k_{uh}$. Das Gleiche wurde im M2 festgestellt; in diesem Horizont wird allerdings mit zunehmendem pF ein isotroper Zustand erreicht ($pF \sim 1,7$), was im SdBt nicht zu erkennen ist.

Schlussfolgerung

Die Porenfunktionen weisen Anisotropie auf.

Die Anisotropie hängt von der Porenkontinuität und der Wasserspannung ab. Die räumliche Einregelung von Bodenaggregaten und -partikeln spielt eine Rolle für die Entwicklung von kontinuierlichen Fließwegen, die die Anisotropie der Porenfunktionen ausprägen.

Die k_u -Funktion wird mit einem Porenkontinuitätsparameter (l) von 0,5 unterschätzt. Außerdem ist dieser Parameter anisotrop.

Die Schrumpfung des Bodens verursacht eine Zunahme der simulierten k_u -Funktion.

Literatur

[1] van Genuchten, M.Th., Leij, F.J. und Yates, S.R. (1991). The RETC Code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. U.S. Salinity Labor, U.S.D.A. Riverside.

[2] Mualem, Y. 1976. A new model to predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12: 513-522.

[3] Ball, B.C., O'Sullivan, M.F. und Hunter, R. 1988. Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. Journal of Soil Science, 39: 327-339.

[4] Wösten, J.H., und van Genuchten, M.Th. 1988. Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. SSSAJ, 52: 1762-1770.

Danksagung

Der erste Autor bedankt sich bei dem DAAD für die finanzielle Unterstützung.

Räumliche Variabilität ausgewählter Bodeneigenschaften von Reiskulturlandschaften in SE-China unter Anwendung von morphometrischen und radiometrischen Analysetechniken

¹Prof. Rainer Duttmann, ²Kay Sumfleth

Einleitung

Ziel des Projektes ist die Erfassung von räumlichen Verteilungsmustern physikalischer und chemischer Bodeneigenschaften mit Methoden der Fernerkundung, Reliefanalyse und Geostatistik in Reiskulturlandschaften. Die Erfassung der Wahrscheinlichkeit und die Vorhersage der räumlichen Ausprägung des Schätzfehlers stehen hierbei im Vordergrund. Arbeiten von ODEH et al. (1995) zeigen, dass sich die Vorhersagegenauigkeit der räumlichen Verteilungen und Merkmalsausprägungen von Bodenparametern mittels Regression-Kriging deutlich verbessern lassen. Erste Ergebnisse werden exemplarisch für eine Reiskulturlandschaft bei Jingtian (Provinz Jiangxi) vorgestellt.

Methoden

Die Bodenaufnahme erfolgte im Feld- und Landschaftsmaßstab, wobei ein gleichmäßiges Bohrraster von 150m x 150m für die Landschaftsskala gewählt worden ist. Dies entspricht einer Anzahl von 139 Bohrpunkten (s. Abb.1) Grundlage der Regressionsmodelle und Hauptbestandteil der Landschaftsanalyse bilden Sekundärinformationen, die aus der Kombination verschiedener Spektralkanäle berechneten Vegetationsindices (NDVI und SAVI), die Pflanzenwuchs- und Ertragsseigenschaften sowie morphometrische Parameter (CTI, TWI u.a). Die verwendeten Regionalisierungsmodelle beruhen auf normalverteilten Residuen, die über die Cooks-Distanz analysiert worden sind.

Ergebnisse

Die Korrelationskoeffizienten nach Spearman weisen zwischen den N_t und C_t -Gehalten des Oberbodens und den



Abbildung 1: Aufbau des Beprobungsrasters

Reliefparametern einerseits und den Vegetationsparametern andererseits signifikante Werte von bis zu 0,465** auf. Der beste Zusammenhang liegt zwischen Werten des Parameters "ASTER NDVI 15.06.2001" und des C_t -Gehaltes. Zudem sind die Gehalte von C_t und N_t mit dem Wetness Index und der "Höhe über Tiefenlinie" korreliert (s. Tab.2). Die Regressionen zwischen den N_t - und C_t -Gehalten und den Vegetationsparametern zeigen ebenfalls signifikante Zusammenhänge von bis zu R-Sq 56% (s. Abb.2).

Tab.1 Deskriptive Statistik

	C_t (%)	N_t (%)
Minimum	0,26	0,01
Median	0,80	0,08
Maximum	2,17	0,22
Range	1,91	0,21
Mean	0,91	0,09
Standard Deviation	0,47	0,05
Variance	0,22	0,00
Coefficient of Variation	52,06	53,57

Tab. 2 Korrelationskoeffizienten nach Spearman

	C_t (%)	N_t (%)
SPOTS NDVI 03112005	0,350**	0,338**
ASTER NDVI 03102005	0,249**	0,233**
ASTER NDVI 15062001	0,465**	0,420**
WETNESS INDEX	0,333**	0,288**
HÖHE Ü. NN	-0,382**	-0,335**
PLANE CURVATURE	0,153	0,158
PROFIL CURVATURE	-0,062	-0,062
HÖHE ÜBER TIEFENLINIE	-0,338**	-0,318**

** Correlation is significant at the .01 level (2-tailed)
 • Correlation is significant at the .05 level (2-tailed)

¹Lehrstuhl für Physische Geographie, Landschaftsökologie und Geoinformation, CAU Kiel, duttmann@geographie.uni-kiel.de

²Lehrstuhl für Physische Geographie, Landschaftsökologie und Geoinformation, CAU Kiel, sumfleth@geographie.uni-kiel.de

Die verwendeten Tests bestätigen, dass die Vorhersa-

gegenauigkeit der räumlichen Verteilungen von Bodenparametern mittels Regression-Kriging in Abhängigkeit der Residuen auch in Reiskulturlandschaften verbessert werden kann.

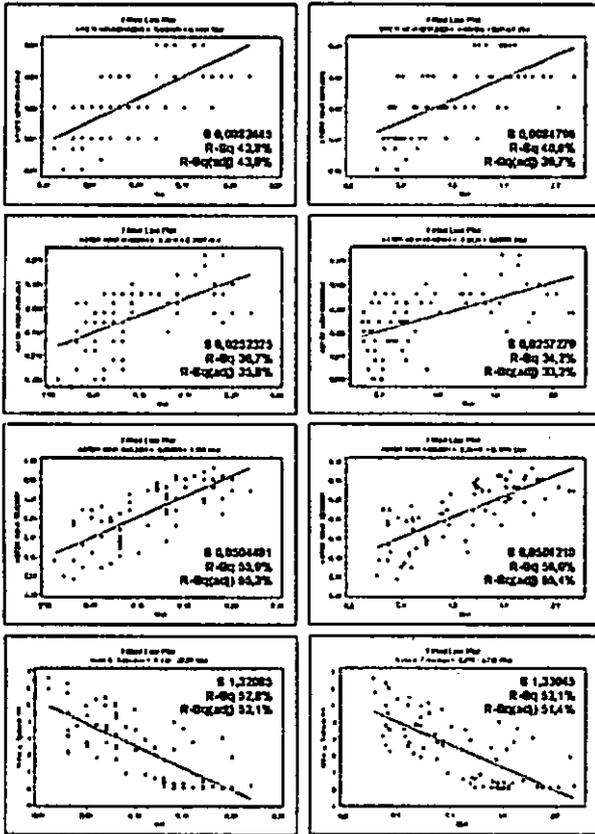


Abbildung 2: Regressionsmodelle SPOT5 NDVI, ASTER 05.10.2001 NDVI, ASTER 15.06.2001 NDVI, "Höhe ü. Tiefenlinie" zu Nt(%) und Ct(%)

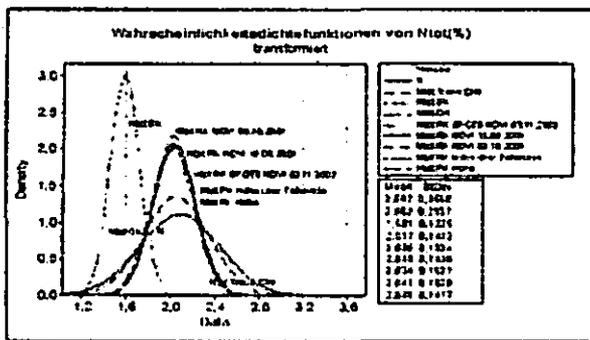


Abbildung 3: Vergleich der Ergebnisse an den Validierungspunkten. Abweichung vom Mittelwert und Darstellung der Standardabweichung für N_t (transformiert).

Fazit

Im Rahmen der bisherigen Arbeiten wurde untersucht, inwieweit der Hybridansatz von ODEH et al. (1995) auch für Reiskulturlandschaften anwendbar ist. Es hat sich ge-

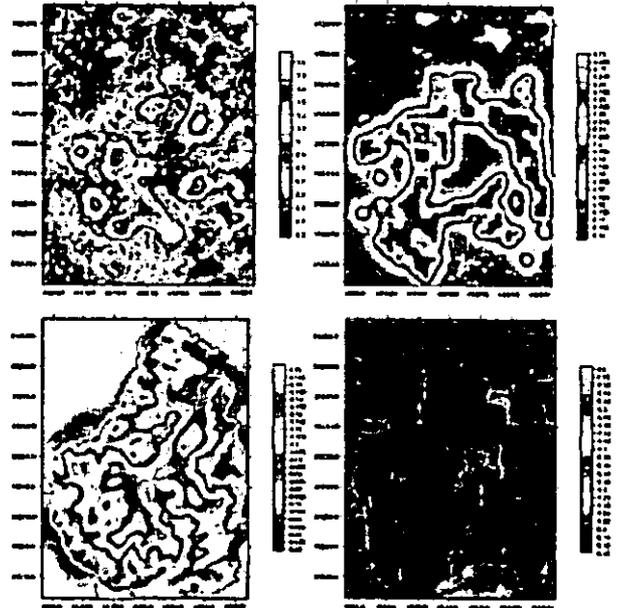


Abbildung 4: Ergebnis des Regression Krigings, oben RK NDVI15062001, unten RK Höhe ü. NN, inkl. Schätzfehler nach Isaaks and Srivastava (1992)

	Levene's Test auf Varianz und F-Test auf means		Levene's Test for equality of varianz		F-test for equality of means	
	Test-Statistik	p-value	Test-Statistik	p-value	Test-Statistik	p-value
Ntot Trend	2,53	0,113*	1,48	0,023*		
Ntot SK	58,76	0,000	7,15	0,000		
Ntot OK	24,45	0,000	3,37	0,000		
Ntot RK NDVI 03.11.2003	27,07	0,000	3,44	0,000		
Ntot RK NDVI 15.06.2001	25,34	0,000	3,42	0,000		
Ntot RK NDVI 03.10.2001	30,04	0,000	3,81	0,000		
Ntot RK Höhe über Tiefenlinie	25,38	0,000	3,45	0,000		
Ntot RK Höhe	23,07	0,000	3,26	0,000		

* Correlation is significant at the .01 level (2-tailed)
 ** Correlation is significant at the .05 level (2-tailed)

zeigt, dass unter Verwendung von signifikanten Regressionsmodellen bzw. Boden-Landschaftsmodellen eine Erhöhung der Genauigkeit erzielt werden kann. Es wird nun weiter untersucht inwieweit sich Regionalisierungsmodelle in kleinstrukturierten, stark anthropogen geprägten Landschaften anwenden und verbessern lassen.

Danksagung

Die Feldarbeit wurde in Zusammenarbeit mit der Ecological Experimental Station of Red Soil und dem Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, durchgeführt. Das Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (DU360/1-1).

Literatur

Odeh, I.O.A., A.B. McBratney, and D.J. Chittleborough: 1995, Further results on prediction from terrain attributes: heterotopic cokriging and regression-kriging, Geoderma 67, 215 - 236.

Charakterisierung der Mikrostruktur und mikrobiellen Populationen von Reisböden in China

Thilo Eickhorst¹, Heidi Taubner und Rolf Tippkötter

1. Einleitung

Mikrobielle Populationen in Reisböden werden durch die sich ändernde Bodenstruktur im Zuge des Bewässerns und Trockenfallens der Reisfelder beeinflusst. Die damit einhergehende Änderung des Gas- und Wasserhaushaltes führt zu wechselnden Mikrohabitaten und Lebensbedingungen der vorhandenen Mikroorganismen.

Die Charakterisierung der daraus resultierenden Dynamik ist Ziel des Projektes „Microbial dynamics in Paddy Soils related to soil structure dynamics using 16S rRNA-targeted oligonucleotide probes (FISH)“. Dazu sollen Reisböden (Paddy Soils) unterschiedlicher Textur und Nutzungsdauer im Hinblick auf die mikroskaligen Strukturen und Interaktionen von Mikroorganismen untersucht werden. Mit diesem Beitrag sollen die dabei eingesetzten Methoden zur Analyse von Mikrostruktur sowie mikrobiellen Populationen exemplarisch vorgestellt werden.

2. Material und Methoden

Standorte

Es wurden Bodenproben aus SE-China von Paddy-Reisfeldern mit einer mehr als 100-jährigen Nutzung für den Reisanbau entnommen. Die Probenahmen erfolgten im Okt./Nov. 2004 und Jun. 2005.

Die Standorte Liu Jia und Sun Jia liegen im Gebiet der Ecological Experimental Station of Red Soil in Yingtan (Jiangxi Provinz) – der Standort Tai Lake liegt SE von Suzhou (Jiangsu Provinz). Sie unterscheiden sich im Ausgangssubstrat der Bodenbildung und damit in der Bodenart.

Für die Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit wurden der Pflughorizont und die Pflugsohle eines sandigen, eines lehmigen und eines tonigen Reisbodens beprobt (Tab. 1).

Tab. 1: Übersicht der Probenahmestandorte.

Standort	Bodentyp	Bodenart	C/N	dB [g/cm ³]
Yingtan, Liu Jia, RSO	Eutric Fluvisol	SI4	10,6	1,21
Yingtan, Sun Jia, QO	Gleyic hydragric Anthrosol	Ls2	10,2	0,98 *
TaiLake, TongLi, TL	Gleyic Anthrosol	Tu3	11,1	1,12 *

Angaben für den jeweiligen Oberboden (Jun. 2005; * Nov. 2004)
RSO = Red Sandstone old; QO = Quaternary Clay old; TL = Tai Lake

Analyse der Mikrostruktur

In Stechzylindern entnommene Boden-Strukturproben wurden nach Dehydrierung mit aufsteigender Acetonreihe mit Polyesterharz eingebettet (TIPPKÖTTER & RITZ, 1996). Nach einer Polymerisationszeit von sechs Wochen wurden zunächst Anschliffe hergestellt, die zu Dünnschliffen (20-30 µm) weiterverarbeitet wurden.

Die Auswertung der Dünnschliffe erfolgte mit Durchlicht und Polarisationsmikroskopie. Mit Hilfe digitaler Dokumentation und Bildanalyse (ANALYSIS) wurden u.a. Porenräume in den Dünnschliffen detektiert und klassifiziert.

Analyse mikrobieller Populationen

Zur Zellzählung wurden die Mikroorganismen mit DAPI (4',6-Diamidino-2-Phenylindol) gefärbt (PORTER & FEIG, 1980). Die spezifische Markierung der Mikroorganismen erfolgte durch Fluoreszenz *in situ* Hybridisierung (FISH) mit rRNA Oligonukleotidsonden (PERNTHALER et al., 2001).

Durch die Verwendung eines neuartigen Ansatzes, bei dem dieses molekularbiologische Verfahren (FISH) mit Methoden der Mikropedologie kombiniert wird, wurden Bakterien im ungestörten Boden *in situ* markiert (EICKHORST & TIPPKÖTTER, 2003; Eickhorst et al., 2005).

3. Ergebnisse

Die Auswertung der Dünnschliff-Mikroskopie der untersuchten Bodenproben zeigt deutliche Unterschiede zwischen dem gepflügten Oberboden und der durch >100-jährige Nutzung für den Reisanbau deutlich ausgeprägten Pflugsohle. Die Unterschiede

lassen sich vor allem an der Morphologie der Poren als auch dem Auftreten von Aggregationen und Konkretionen feststellen. So lassen sich z.B. in der kompakten Matrix der Pflugsohle deutliche Akkumulationen von Ton erkennen. Der gepflügte Oberboden enthält gegenüber der Pflugsohle weitaus mehr organische Bestandteile (u.a. Wurzelreste und Mesofauna).

Porenraumanalyse

An ausgewählten Dünnschliffen wurde der Porenraum mit dem Bildauswertesystem AnalySIS (Soft Imaging) detektiert und unter Verwendung von Äquivalentdurchmessern der entsprechenden Porengrößen klassifiziert. Ein exemplarisches Ergebnis ist in *Abb. 1* dargestellt und wird in *Tab. 2* mit der Porenraumverteilung aus der pF/WG-Beziehung verglichen.

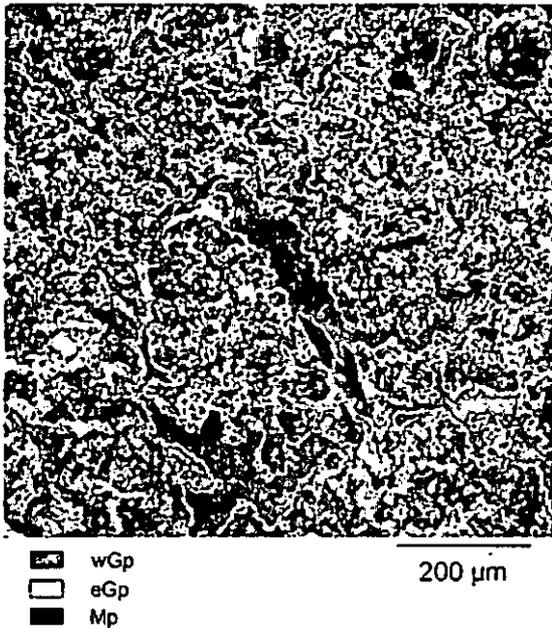


Abb. 1: Porenraumanalyse mit AnalySIS

Tab. 2: Porenraumanalyse im Vergleich

Porenanteile von RSO	wGp [%]	eGp [%]	Mp [%]	Fp [%]	GPV [%]
aus pF/WG	13,6	6,3	21,4	12,8	54,1
aus AnalySIS	13,1	6,4	>2,4*	*	

* unterhalb der Auflösungs-grenze der Aufnahme

Mikroorganismen

Ein Ergebnis der Anwendung der FISH-Technik an Reisböden ist in *Abb. 2* dargestellt. Durch den Vergleich mit zwei verschiedenen Anregungsfiltern können die Bindungsstellen der Oligonukleotidsonden eindeutig als Bakterien auf einer autofluoreszierenden Pilzhyphe identifiziert werden.

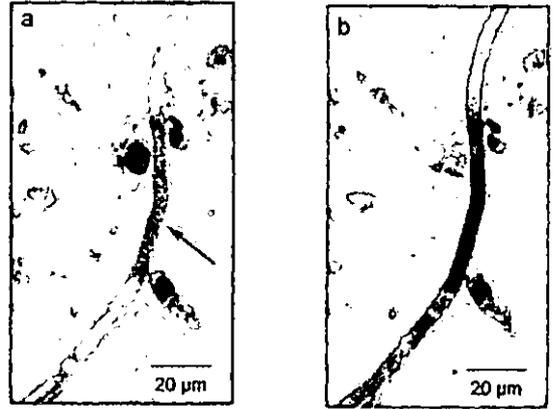


Abb. 2: Bakterien auf Pilzhyphe (Farbumkehr)
a) Doppelanregung, b) Grünanregung

4. Schlussfolgerungen

Durch den Einsatz von Methoden der Bodenmikromorphologie wird eine detaillierte Aufnahme der Mikrostrukturen der Reisböden ermöglicht. Durch deren Kombination mit Methoden der molekularen Ökologie lassen sich räumliche Verteilungen sowie Interaktionen der Mikroorganismen aufzeigen.

Insbesondere im Bereich der Pflugsohle (plough pan) und durch deren Vergleich zum Oberboden (puddled layer) lassen sich durch diese Analysen deutliche Zusammenhänge von Mikrostruktur und mikrobiellen Populationen erwarten.

5. Dank

Wir danken unseren Kooperationspartnern Prof. Pan Genxing vom College of Resources and Environmental Sciences, Nanjing Agricultural University (NAU) und Prof. Zhang Bin vom Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences (CAS, Nanjing) für die Unterstützung bei der Feldarbeit auf der Ecological Experimental Station of Red Soil in Yingtan sowie der Bereitstellung der Versuchsfläche der NAU in der Tai Lake Region.

6. Literatur

EICKHORST, T. & TIPPKÖTTER, R. (2003). Lokalisierung und Identifizierung von Mikroorganismen in strukturierten Böden mit Hilfe der FISH-Technik. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 102, 273-274.

EICKHORST, T., ROJEK, R., TAUBNER, H., KUEVER, J. & TIPPKÖTTER, R. (2005). A novel approach to investigate microorganisms in situ in structured soils. *Pedosphere* (submitted).

PERNTHALER, J., GLÖCKNER, F.O., SCHÖNHUBER, W. & AMANN, R. (2001). Fluorescence in situ hybridization (FISH) with rRNA-targeted oligonucleotide probes. In: PAUL, J. (Hrsg.). *Methods in Microbiology*, Vol. 30. Academic Press Ltd, London, 207-226.

PORTER, K.G. & FEIG, Y.S. (1980). The use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnology and Oceanography*, 25, 943-948.

TIPPKÖTTER, R. & RITZ, K. (1996). Evaluation of polyester, epoxy and acrylic resins for suitability in preparation of soil thin sections for in situ biological studies. *Geoderma*, 69, 31-57.

Simulation hydraulischer Prozesse in einem kohlehaltigen Kippbodensubstrat mit zwei Porenregionen

M. Einecke¹, H. H. Gerke², R.F. Hüttl¹

Einleitung

Kohlehaltige Kippböden kommen in der Bergbaufolgelandschaft der Niederlausitz, die durch den Braunkohlentagebau geprägt ist, weiträumig vor. In diesen überwiegend sandigen tertiären Abraumsedimente findet man sowohl feinverteilte staubförmige kohlige Substanz als auch heterogen verteilte poröse kohlige Fragmente (Abb. 1).

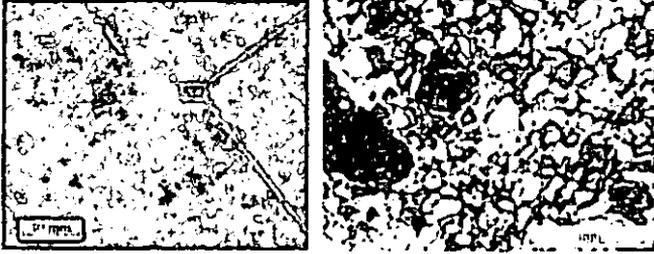


Abb.1: Kohlige Fragmente unterschiedlicher Größe in Detailaufnahme einer Profilwand und Mikroskopaufnahme eines Dünnschliffs

Die kohlehaltige Substanz kann einen erheblichen Einfluss auf die Wasserretention (z.B. Sharma et al., 1993) und Benetzbarkeit dieser Böden ausüben. Die Effekte der dualen Porenraumstruktur auf das Speichervermögen für Wasser wurden aber bislang oft in Wasser- und Stoffbilanzbetrachtungen vernachlässigt. Ziel dieser Arbeit war die Simulation von *multistep in/outflow* Versuchen mit 1-D und 3-D Modellen unter Verwendung hydraulischer Eigenschaften der Porenregionen.

Material und Methoden

Untersuchungsstandort war die Bärenbrücker Höhe, eine Außenhalde der Tagebaue Cottbus-Nord und Jänschwalde (z.B. Gerke et al., 2001). An ungestörten Stechzylinderproben von kohlehaltigen Kippböden wurden *multistep-in/outflow* Experimente durchgeführt. Dabei wurden die Aufnahme und Abgabe von Wasser über eine automatisch registrierende Waage, der Kapillardruck in zwei Höhen mittels Tensiometer sowie die elektrische Leitfähigkeit des Wasservorrats an der Probenunterseite erfasst (Abb. 2).

Mit den *multistep in/outflow* Versuchen wurden die Wasserretention und die ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit von ungestörten Stechringproben simultan bis Potentialen von -100 hPa gemessen.

Mittels Mini- Infiltrimeter wurde die tensionsgesättigte hydraulische Leitfähigkeit von kohligen Frag-

menten nach Leeds-Harrison und Youngs (1997) mit Ethanol bestimmt.

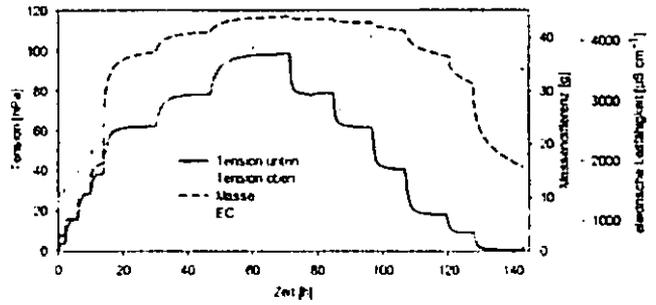


Abb.2: Messwerte des *multistep in/outflow* Versuches an einer Probe aus dem Unterboden

Die 3D Wasserbewegung in der zylindrischen Probe wurde mit dem Programm SWMS_3D (Šimůnek et al. 1995) berechnet (Parameter in Tab. 1). Im Vergleich dazu wurde das 1D duale Permeabilitätsmodell von Gerke und van Genuchten eingesetzt (Parameter in Tab. 2).

In Abhängigkeit der gemessenen Größenverteilung und des relativen Volumens kohligler Fragmente wurden den Gitterpunkten die Materialeigenschaften zugeordnet (Abb. 3). Die Verteilung kohlehaltiger Fragmente wurde unter Annahme einer Kugelgeometrie auf Basis gemessener Durchmesserverteilungen nach dem Zufallsprinzip entsprechend der folgenden S-förmigen Funktion integriert (siehe Einecke 2005):

$$F(d) = 1 - \frac{1}{(1 + (\alpha_s \cdot d)^{n_s})^{-1/n_s}} \quad (1)$$

mit $F(d)$ Durchmesserverteilung, d [L] Durchmesser; α_s [L⁻¹] und n_s [-] sind empirische Parameter (Tab. 1).



Abb.3: Realisierungen (a) Variante 1, (b) Variante 2 der Generierung einer räumlichen Anordnung kohligler Fragmente im 3D Modell

Ergebnisse

Unter Verwendung der Textur- und Porenraumdaten konnten die duale Wasserretention des Gesamtbodens unter Berücksichtigung der Retention kohligler Fragmente und die hydraulische Leitfähigkeit mittels spezieller Pedotransferfunktionen abgeleitet werden (Tab. 1). Mit dem 3D Modell wurden die gemessenen Tensionsverläufe besser abgebildet, als die kumulativen Wasserausflüsse, wobei die zwei Varianten (=Realisierungen) der räumlichen Verteilungen der kohligler Fragmente unter Beibehaltung des gleichen volumetrischen Anteils der kohligler Fragmente keine wesentlichen Unterschiede zeigten (Abb. 4).

¹ Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Postfach 101344, 03013 Cottbus, Jetzt: MDSE Parsevalstraße 7, 06749 Bitterfeld (meinecke@mdse.de).

² Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg (Tel.: +49-33432/82-229, hgerke@zalf.de).

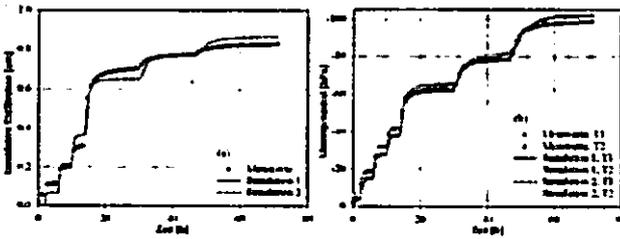


Abb.4: Vergleich der 3D-Simulationsergebnisse (Varianten 1 und 2) mit Messwerten des *multistep outflow* Versuchs

Die lokalen Verteilungen der Matrixpotenziale und der Wasserflussraten (Abb. 5) innerhalb der Kippbodenprobe unterscheiden sich zwar kleinräumig je nach Verteilung der kohligten Fragmente (Abb. 3), die mittleren effektiven Flussraten und Tensionen waren aber - zumindest bei diesen Randbedingungen - ähnlich.

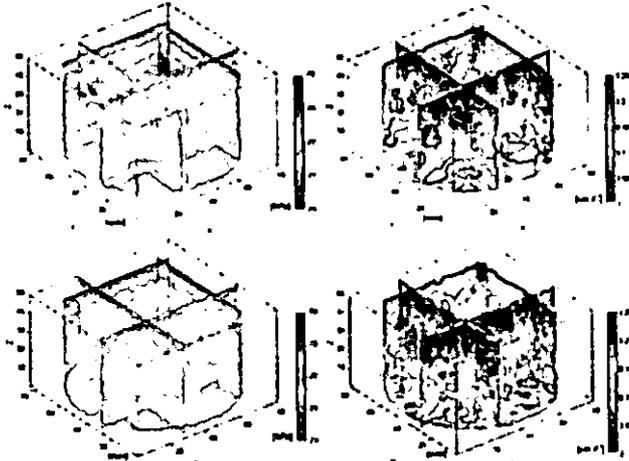


Abb.5: Räumliche Verteilung des Matrixpotenzials, h , (links) und der lokalen Flussraten, v_{lokal} (rechts) zum Zeitpunkt $t = 33$ h für die Varianten 1 (oben) und 2 (unten).

Die vereinfachte Abbildung des *multistep-outflow* Versuchs mittels 1D-Dual-Permeabilitätsmodell konnte nur durch die Verminderung der hydraulischen Leitfähigkeit des Massenaustauschterm und der Porenregion der kohligten Fragmente erreicht werden (siehe Gerke und Einecke, dieser Band).

Lokale Ungleichgewichte im Potenzial konnten mit hochauflösenden Minutensensometern erfasst werden, die getrennt direkt in kohlige Fragmente und in der Sandmatrix eingebaut worden waren. Die Tensionen in den kohligten Fragmenten reagierten auf Änderungen der Randbedingungen immer langsamer als die in der Sandmatrix (Abb. 6).

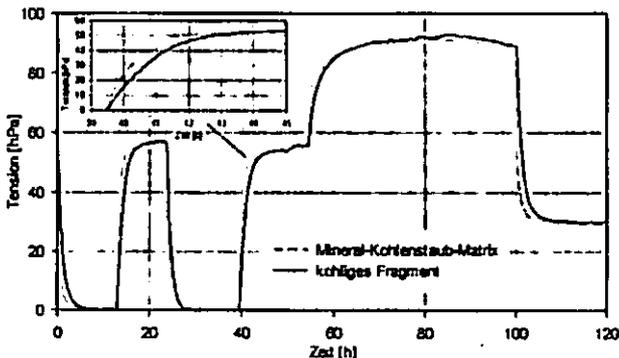


Abb.6: Gemessene Tensionsdynamik innerhalb eines kohligten Fragments (ca. 3 cm Durchmesser) und der umgebenden Mineral-Kohlenstaubmatrix (gleiche Höhenlage) als Funktion der Zeit

Tab.1: Parameter der 3D Simulation

	θ_r [cm ³ cm ⁻³]	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]	K_s [cm d ⁻¹]
Kohlige Fragmente	0,1520	0,4640	0,0240	2,7812	83,0
Mineral-Kohlenstaubmatrix	0,2985	0,4930	0,0191	1,2468	3,37

Parameter der räumlichen Anordnung	α_s [-]	n_s [-]	w_s [cm]
Variante 1	0,404	2,87	0,376
Variante 2	0,420	5,00	0,372

Tab.2: Parameter der Dual-Simulation

	θ_r [cm ³ cm ⁻³]	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]	K_s [cm d ⁻¹]
Kohlige Fragmente	0,347	0,490	0,080	1,480	0,1
Mineral-Kohlenstaubmatrix	0,225	0,320	0,130	1,800	83,0

Austauschterm Γ_m	β [-]	γ [-]	σ_m [cm]	K_m [cm d ⁻¹]
	15	0,4	1,0	0,356

Schlussfolgerungen

Die Messdaten des Ausflussversuchs bei annähernd gleichförmiger Wasserbewegung sind mit der 3D Simulation unter Verwendung unabhängig ermittelter Parameter beider Materialien unter Berücksichtigung ihrer volumetrischen Anteile reproduzierbar und bestätigen die duale Porenraumstruktur kohlehaltiger Kippböden. Der Einfluss räumlicher Anordnung und Größenverteilung kohligter Fragmente auf das effektive Fließverhalten ist relativ gering.

Eine gemessene ungleichförmige Wasserinfiltration im Experiment kann mit dem 1D Dual Modell unter Reduzierung der Leitfähigkeit kohligter Fragmente und des Austauschterms simuliert werden.

In weiteren Arbeiten gilt es u.a. zu untersuchen, wie weit Effekte des hohen Salzgehalts (osmotisches Potential, Viskosität) sowie der Hydrophobizität einen Einfluss auf die Wasserbewegung ausüben und ob ein möglicher hydraulischer Kontakt zwischen kohligten Fragmenten verursacht durch einen Kohlenstaubfilm um mineralische Partikel existiert.

Literatur

- Einecke, M. (2005): Entwicklung bodenhydraulischer Pedotransferfunktionen für kohlehaltige Kippböden der Niedertausitzer Bergbaufolgelandschaft. Dissertation. Dissertion, BTU Cottbus. im Druck.
- Gerke, H. H., Hangen, E., Schaaf, W. & Hüttl, R. F. (2001): Spatial variability of potential water repellency in a lignitic mine soil afforested with *Pinus nigra*. *Geoderma*, 102, 255-274.
- Leeds-Harrison P.B. und E.G. Youngs. 1997: Estimating the hydraulic conductivity of aggregates conditioned by different tillage treatments from sorption measurements. *Soil and Tillage Research*, 41:141-147.
- Sharma, P.P., Carter, F.S., Halvorsen, G.A. (1993): Water retention by soils containing coal. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 311-316.
- Šimůnek, J., K. Huang und M.T. van Genuchten. 1995. The SWMS_3D code for simulating water flow and solute transport in two-dimensional variably saturated media.

Danksagung

Wir danken der DFG Bonn für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SFB 565, und B. Böttcher (BTU Cottbus) sowie R. Hypscher und A. Griegoleit (ZALF Müncheberg) für ihre Unterstützung bei den Labormessungen.

Bodenstabilitätsänderung unter schweren landwirtschaftlichen Maschinen bei unterschiedlichen Bodenbearbeitungen

O. Fazekas, R. Horn und S. Hamann

Der zunehmende Einsatz immer leistungsfähigerer und schwererer Landmaschinen –wie z.B. ein Zucker-rübenroder (Abb.1)- führt zu einer tiefreichenden und irreversiblen Gefügezerstörung im Boden [1].

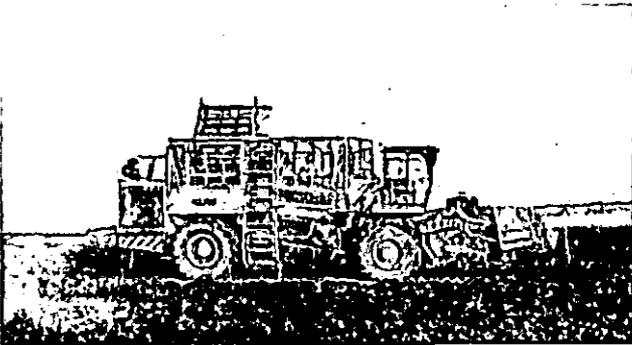


Abb.1: Holmer Terra Dos (6-reihig)
- Gewicht halbbeladen ca. 35 Mg

Material und Methode

Der Versuch wurde an den in der Tabelle 1. dargestellten Boden aus Niedersachsen durchgeführt.

Tab. 1: Bodenprofilbeschreibung

Horizont	Tiefe	Tschernosem-Parabraunerde aus Löss
Axp	0-30	Mittel toniger Schluff (Ut3), mittel/stark humos (h3/4), Krümel/Polyedergefüge, pH 7
Axh-A1	30-50	Mittel/stark toniger Schluff (Ut3/4), mittel humos (h3), Plattengefüge, pH 6,9
Axh-Bht	50-90	Mittel/stark toniger Schluff (Ut3/4), schwach humos (h2), Platten/Polyedergefüge, pH 7

Auf dem Versuchsfeld wurde bis 1991 überall einheitliche Pflugbewirtschaftung bis 30cm Tiefe verwendet. Hierbei wurde als Maschineneinsatz zur Ernte der Zuckerrüben ein schleppergezogener 1- oder 2-reihiger Köpfrödebunker (7Mg) und für Getreide ein Mähdescher (15Mg) verwendet. Seit 1991 wurde das Versuchsfeld auf zwei Bearbeitungssysteme umgestellt: die Pflugbearbeitung (P) erfolgt mit einem Wendepflug bis 30cm Tiefe, die Mulchbearbeitung (M) erfolgt mit einem Grubber bis 8-10cm Tiefe. Bei beiden Bearbeitungssystemen wurde auf allen Flächen die

vor 1991 verwendeten Erntemaschinen verwendet; diese Flächen sind die Kontrollflächen (Pub, Mub). Zusätzlich hat 2003 eine erst- und einmalige Überrollung mit einem Holmer Terra Dos (Abb. 1) stattgefunden (Pb, Mb).

Es wurden folgende Parameter untersucht:

- Vorbelastung mit Ödometer [2] und Casagrande-Methode [2]
- Scherparameter mit Kastenscherapparatur [2]

Die Beprobungsrichtung der Stechzylinder (236cm³) erfolgte in 3 Tiefen zur Geländeoberfläche (GOF):

- Vertikal (V): parallel zur GOF
- Horizontal (H): rechtwinklig zur GOF

Ergebnisse und Diskussion

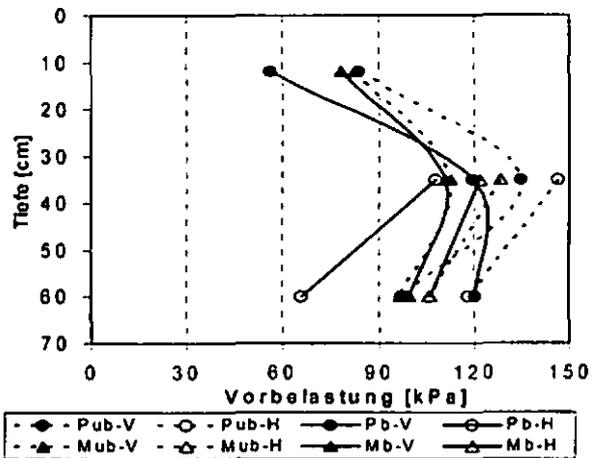


Abb. 2: Vorbelastung bei vertikal (V) und horizontal (H) entnommenen Proben

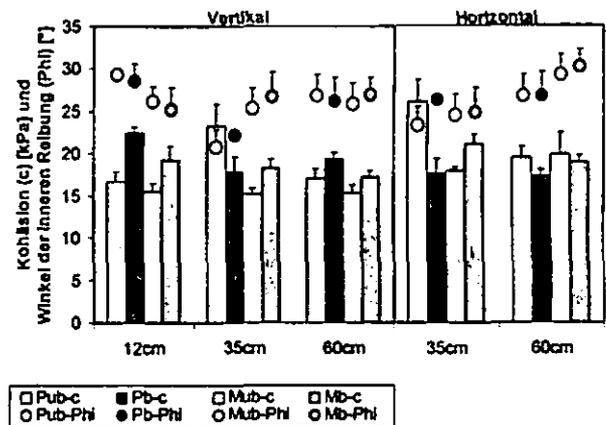


Abb. 3: Kohäsion (c) und Winkel der inneren Reibung (Phi) bei vertikal und horizontal entnommenen Proben (Die Balken sind St. Fehler, n=4)

Oberboden:

Nach einer Befahrung verliert der durch die Pflugbearbeitung (Pb) homogenisierte Oberboden seine Stabilität, während die Mulchvariante (Mb) unverändert bleibt (Abb.2). Zusätzlich werden die Aggregate zerknetet und die Partikel gegeneinander verschoben, folgend mit einer Erhöhung der Kohäsion (Abb.3).

Pflugsohlenbereich:

Bei den unbefahrenen Kontrollflächen (Pub, Mub) ist die Vorbelastung (Abb.2) und die Kohäsion (Abb.3) bei horizontal genommenen Proben höher als bei den vertikalen Proben. Die befahrene Mulchvariante (Mb) zeigt eine ähnliche Tendenz wie die unbefahrene, wohingegen bei der befahrenen Pflugvariante (Pb) die Werte der Vorbelastung und Kohäsion der horizontalen Proben geringer sind als die der vertikalen Proben. Dies kann mit einer Gefügezerstörung (Abb.4) durch eine Befahrung erklärt werden. Die Mulchvariante ist gleichmäßiger belastbar und weist außerdem auf einen Regenerierungsprozess der noch nachweisbaren Pflugsohle hin.

Unterboden:

Die Tendenzen der Vorbelastung (Abb.2) und der Kohäsion (Abb.3) sind ähnlich wie im Pflugsohlenbereich, jedoch ist der Unterschied bei der befahrenen Pflugvariante zwischen vertikalen und horizontalen Proben größer (Tab.2), was auf eine tiefer greifende Strukturveränderung hindeutet (Abb.4).

Tab. 2: Die Koeffizienten zwischen vertikalen und horizontalen Proben

$K = \frac{\text{Horizontal}}{\text{Vertikal}}$	Vorbelastung		Kohäsion	
	35cm	60cm	35cm	60cm
Pub	1,09	1,22	1,13	1,14
Pb	0,90	0,55	0,99	0,89
Mub	1,14	1,10	1,19	1,30
Mb	1,10	1,06	1,16	1,10

Wenn die stark ausgeprägte, starre Pflugsohle und der darunter folgende Bereich nicht elastisch genug sind, die Belastung zu tragen, zerbricht sie nach einer vorhergehenden Durchbiegung in unregelmäßig große Stücke (Abb.4). Dies führt zu einer schlagartigen Unterbodenverdichtung bei zukünftigen Befahrungen [3].

Schlussfolgerungen

- Durch einen Knetvorgang im Oberboden findet bei beiden Varianten eine Stabilitätsminderung statt.
- Die ehemalige Pflugsohle (bis 1991) ist bei der Mulchvariante bis heute noch ausgeprägt, wobei hier schon ein Regenerierungsprozess mit einem anderen Stabilitätsverhalten erkennbar ist.
- Durch das Aufbrechen der Pflugsohle (Pb) findet eine tiefergreifende Bodenverdichtung statt.
- Die Mächtigkeit einer Pflugsohle ist nicht entscheidend für die Stabilität, sondern das elastische Verhalten des insgesamt folgenden Unterbodens.
- Die Auswirkung einer Befahrung ist bis in 60cm Tiefe nachweisbar.
- Horizontale Proben geben zusätzlich nähere Informationen zur Bodenstruktur.
- Die Kohäsion wird mehr von der Bodenstruktur beeinflusst als der Winkel der inneren Reibung.

Weiterführende Literatur

[1] Horn, R., J.J.H. van den Akker & J. Arvidsson (2000): Subsoil compaction: Distribution, processes and consequences. *Advances in GeoEcology*, 32, Catena, Reiskirchen, 462 S.
 [2] Kézdi, Á. (1964): *Bodenmechanik 1*. VEB, Berlin, 424 S.
 [3] Kézdi, Á. (1973) *Stabilisierte Erdstraßen*. VEB, Berlin, 327 S.

Danksagung

Wir danken dem Institut für Zuckerrübenforschung Göttingen für die Ermöglichung dieser Untersuchungen auf dem Versuchsfeld Harste. Die Erstautorin bedankt sich bei der Konrad-Adenauer-Stiftung für die großzügige finanzielle Unterstützung.

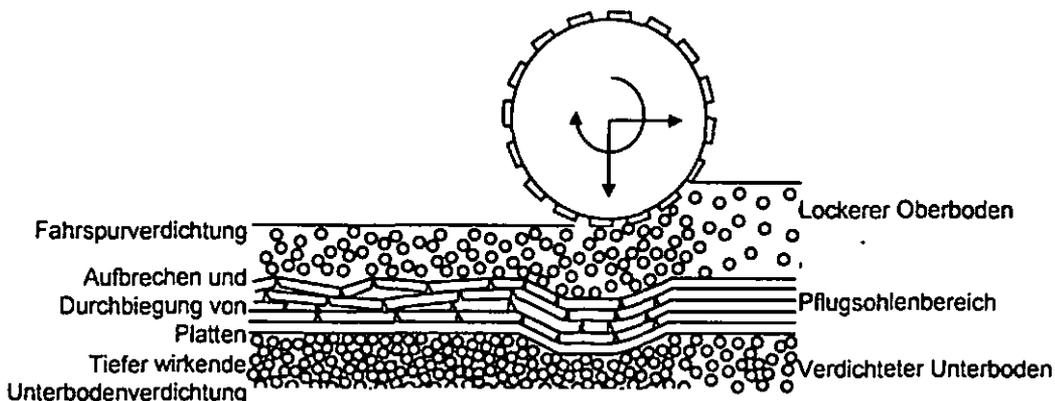


Abb.4: Aufbrechen der stark verdichteten Plattenstruktur

Auswirkung der Gefügestabilität als steuernde Größe für die Bodenerosion durch Wasser unter konventioneller und konservierender Bewirtschaftung eines Olivenhaines in Spanien

K. Fruhner*, R. Horn*, H. Fleige*

1 Einleitung

Wassererosion stellt im Olivenanbau mit Bodenverlusten zwischen 60 und 105 t ha⁻¹ a⁻¹ ein großes Problem dar. Die Aggressivität des mediterranen Klimas, intensive Bodenbearbeitung, Oberflächenverschlammung, Anbau in Steillagen und lückenhafte Vegetation forcieren den Verlust an Bodenmaterial und Nährstoffen, durch den es zur Verminderung der Bodenproduktivität, sowie langfristig zur Desertifikation kommen kann. Die Erhebung der Erosionsdaten fand im Rahmen des EU-Projektes SIDASS auf der experimentellen Farm „La Hampa“ bei Sevilla statt.

2 Material und Methoden

Die Erhebung der Erosionsdaten fand auf 1x8 m langen Versuchspartzellen statt, die auf vier Standorten den Vergleich dreier verschiedener Bodentypen unter konventioneller (Aridic Calcisol, Ferri Stagnic Luvisol, Chromic Calcaric Cambisol) und konservierender (Aridic Calcisol) Bewirtschaftung ermöglichten. Ein Auffangkasten für erodiertes Bodenmaterial wurde auf der Hauptfahrspur des Aridic Calcisol (3x105 m Hanglänge) installiert. Auf allen Standorten wurden oberflächliche Infiltrationsversuche vorgenommen, eine bodenphysikalische Untersuchung (Vorbelastung

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel, k.fruhner@soils.uni-kiel.de

als Maß der Gefügestabilität, Bewertung nach DVWK) fand auf dem Ferri Stagnic Luvisol und dem Chromic Calcaric Cambisol statt. Bodeneigenschaften siehe Tab. 1.

Tab. 1: Oberbodeneigenschaften der untersuchten Böden

Kürzel [cm]	B-Typ	Bearb.	CaCO ₃ [%]	C org. [%]	Bodenart [KA 4]	Textur		
						S	U	T
S1 0-16	Aridic Calcisol	konv.	10	1,0	Ls4	55	23	21
S2 0-15	Aridic Calcisol	kons.	20	0,7	Ls3	50	31	17
S3 0-20	Ferri Stagnic Luvisol	konv.	0,5	0,7	Sl4	72	10	16
S4 0-15	Chromic Calcaric Cambisol	konv.	8,5	1,0	Ls4	51	25	22

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Gefügestabilität ist bei niedriger Wasserspannung (pF 1.5) in S3 & S4 gering, die Böden sind erosionslabil. Die Vorbelastungswerte steigen mit zunehmender Wasserspannung an, der Erosionswiderstand erhöht sich, siehe Abb. 1.

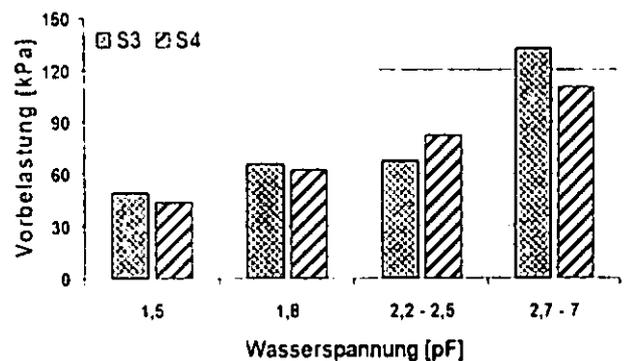


Abb. 1: Vorbelastung als Maß der Gefügestabilität

Infiltrationsrate (I-Rate): Die geringsten I-Raten finden sich bei S2, bedingt durch die Plattenstruktur im Oberboden. Wegen hoher Sandgehalte zeigt S3 die höchsten Versickerungsraten. Im Vergleich konventionell bewirtschafteter Böden weisen alternierend S1 & S4 die geringsten I-Raten auf. Aus den höheren

Ton- und Schluffgehalten beider Standorte lässt sich auch deren Verschlammungsneigung erklären, siehe Abb. 2.

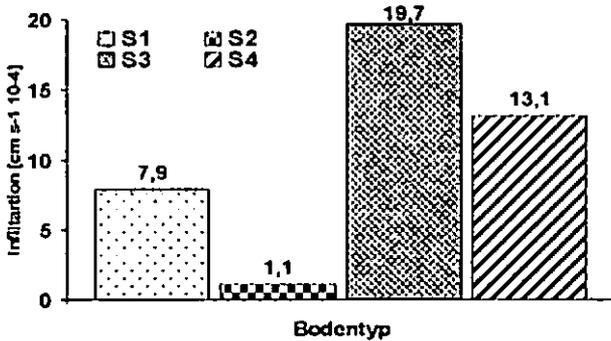


Abb. 2: Infiltration an der Bodenoberfläche

► **Bewirtschaftung:** Unter konservierender Bewirtschaftung verringert sich durch den Pflanzenbewuchs der Bodenabtrag auf dem Aridic Calcisol. Die Abtragsunterschiede der konventionell bewirtschafteten Standorte S3 & S4 lassen mit aus den stark unterschiedlichen I-Raten erklären.

► **Fahrspur:** Der BA übersteigt den der Erosionsparzellen um ein Vielfaches. Hauptgrund ist der längere Hanglauf, sowie die starke Bodenverdichtung durch Befahrung.

► **Oberflächenabfluss (OA) und Bodenabtrag (BA):** S4 zeigt geringen Erosionswiderstand und I-Raten, daraus resultiert ein hoher BA. S3 weist trotz geringer Vorbelastungswerte aufgrund hoher I-Raten den geringsten OA und BA im Vergleich konventionell bewirtschafteter Parzellen auf. S2 hat geringere BA-Raten, als S1. Obwohl S2 in 50% den höchsten OA überhaupt aufweist (geringste I-Raten), ist wegen des Parzellenbewuchses der BA insgesamt am geringsten, siehe Abb. 3

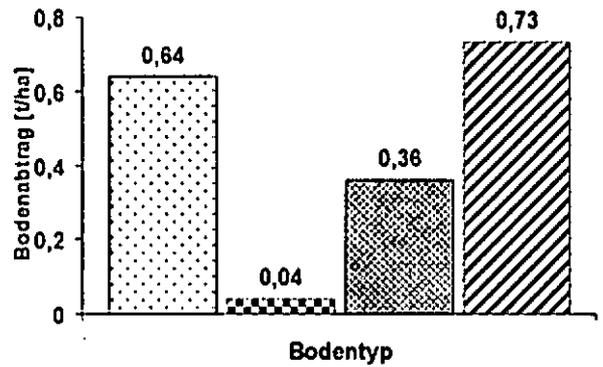


Abb. 3: Bodenabträge eines Erosionsereignisses (Legende s. Abb. 2)

4 Fazit

► Die geringen I-Raten sind Ursache für den starken OA & Verschlammung mit Folge hoher BA. Eine Effektkompensation geringer I-Raten durch höheren Erosionswiderstand ist nicht möglich.

► Die Vegetationsbedeckung vermindert effektiv den BA.

► Die Abtragsraten der Parzellen sind wegen der kurzen Hangauflänge geringer, als in der Literatur angegeben. Die Abträge des Feldkastens liegen 5- bis 30-fach höher. Hauptgrund ist der längere Hanglauf, sowie die starke Bodenverdichtung durch Befahrung.

► Es besteht die Gefahr plastischer Deformation bei Bodenbearbeitung unter geringen Wasserspannungen. Dagegen erfordert eine Bearbeitung im lufttrockenen Zustand einen hohen Energieaufwand.

Veränderung des Porensystems unterschiedlicher Böden nach mechanischer Belastung und Auswirkungen auf Porenfunktionen

S. Gebhardt*, H. Fleige*, R. Horn*

1 Einleitung

Unterschiedliche Böden Schleswig-Holsteins wurden untersucht um Auswirkungen einer mechanischen Belastung auf das Porensystem und auf Porenfunktionen zu erfassen. Bei Belastungen unterhalb der Vorbelastungswerte ist mit keiner wesentlichen Veränderung des Porensystems zu rechnen, da hier ein elastisches Verhalten des Bodens vorliegt und die resultierende Verformung also reversibel ist. Eine Überschreitung der Vorbelastung führt jedoch neben einer irreversiblen Bodenverformung, also Veränderungen im Porensystem, zu einer unterschiedlich ausgeprägten Beeinflussung von Porenfunktionen.

2 Material und Methoden

Die vorliegenden Arbeiten wurden an ungestörten Stechzylinderbodenproben, die aus unterschiedlichen Böden der naturräumlichen Einheiten Heide-Itzehoer Geest (Standorte 1 bis 10) und Ostholsteinisches Hügel- und Seenland (Standorte RBT, RSP und HGL) entnommen wurden, durchgeführt (s. Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Substrate

Standort	Bodentyp	Bodenart	ρ_t [g/cm ³]	C- org. [%]	Pv _{1g} [kPa]	Pv [%]	Nutzung	untersuchter Horizont
1	HN-GH	L12	0,58	19,1	30	76	Grünland	Go
3	Moordeckkultur	Sl4	1,14	4,4	65	56	Grünland	rAp
5	GGn	mS	1,61	-	50	39	Acker	Go
6	PP-BB	Su3	1,64	-	70	38	Acker	Bv
7	PP-BB	mSfs	1,52	0,7	80	42	Grünland	rAp
8	SSn	T1	1,22	0,3	40	53	Grünland	Sd2
9	Gma	Sl3	1,09	8,9	50	56	Laubwald	Go-Aa
10	PPn	mSfs	1,21	1,7	85	54	Nadelwald	Ahe
RBT	GGc	Ul4	1,39	0,3	50	47	Acker	G(c)o
RSP	SS-LL	Sl2	1,65	1,0	70	37	Acker	SwAl
HGL	LLn	Ls4	1,71	-	-	35	Acker	Bl

Die aus den jeweiligen Bodenprofilen horizontspezifisch entnommenen Bodenproben sind nach vollständiger Aufsättigung auf eine Wasserspannung von -60 hPa entwässert worden.

Nachdem an allen Bodenproben zunächst die Luftleitfähigkeit bestimmt wurde (Messung mittels Acryldurchflussmesser bei einem Luftdruckgradienten von 1hPa), wurden die Proben mit Hilfe einer Ödometeranlage mit unterschiedlichen Auflasten jeweils 15 Stunden lang belastet. Während der Belastung lie-

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel

gen drainierte Bedingungen vor; über poröse Sintermetallplatten ist bei Porenwasserüberdrücken ein Entweichen von Wasser möglich. An allen Proben wurde anschließend erneut die Luftleitfähigkeit bestimmt. Nach erneuter Aufsättigung, wurde an einem Teil der Proben die gesättigte Wasserleitfähigkeit mit Hilfe eines Haubenpermeameters unter instationären Bedingungen bestimmt, während der andere Teil der Proben genutzt wurde, um Wassergehalts-Wasserspannungskurven zu erstellen. Um das nach der Drucksetzung und im weiteren Verlauf der Erstellung der pF-Kurve veränderliche Bodenprobenvolumen exakt erfassen zu können, ist nach jeder pF-Stufe außerdem mit Hilfe eines Tiefenmessschiebers an jeweils acht festen Punkten an der Oberfläche jeder Bodenprobe die Volumenänderung bestimmt worden.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Setzungsverhalten

Die großen Unterschiede in Bodenart und Gehalt an organischer Substanz der untersuchten Substrate sind bedingt durch ihre sehr unterschiedliche Entstehung. Sie ist auch der Grund für die entsprechenden Unterschiede in Trockenrohichte, Porenvolumen, Porengrößenverteilung und Vorbelastung (vgl. Tab. 1). Abbildung 1 zeigt die von diesen Eigenschaften hervorgerufenen Setzungsempfindlichkeiten.

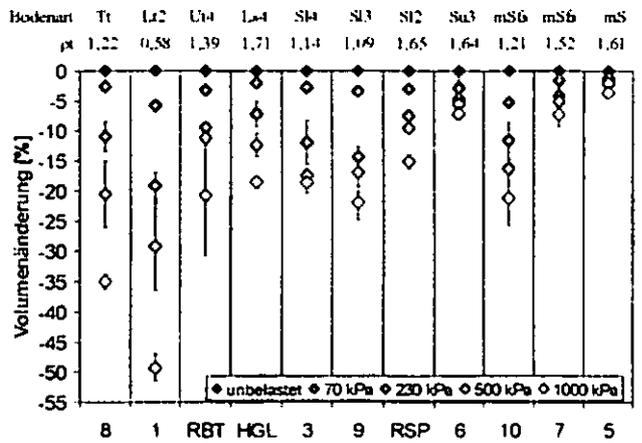


Abb. 1: Setzungseigenschaften der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten (n=3)

Sortiert, bzw. gruppiert nach Bodenartengruppen stehen auf der rechten Seite der Abbildung die Sande mit verhältnismäßig hohen Bodendichten und geringen Setzungswerten. Eine Ausnahme bildet das locker gelagerte Substrat von Standort 10, bei dem entsprechend höhere Setzungen auftraten.

Die lehmigen Sande und sandigen Lehme zeigen mittlere Setzungsempfindlichkeiten. Auch hier ist neben Bodenart und Humusgehalt eine Abhängigkeit von der Bodendichte zu erkennen.

Die größten Setzungswerte zeigen die tonreicheren Substrate auf der linken Seite der Abbildung. Hier fällt vor allem die extrem hohe Setzungsempfindlichkeit des schwach tonigen Lehmes von Standort 1 auf.

Hierfür ist die sehr geringe Bodendichte, bzw. der hohe Anteil an organischer Substanz verantwortlich.

3.2 Veränderungen von Porengrößenverteilungen durch mechanische Spannungen

Neben einer Reduzierung des Gesamtporenvolumens haben auf einen Boden wirkende mechanische Belastungen große Auswirkungen auf die Porengrößenverteilung. Einerseits kommt es zu einer Reduktion von nur bestimmten Porengrößenklassen, andererseits aber auch zu einem Anstieg bestimmter Porengrößen auf Kosten anderer gegenüber mechanischer Belastung weniger resistenten Poren, also zu einer Umverteilung innerhalb des Porensystems.

Da der Anteil der Feinporen innerhalb des Gesamtporenvolumens ausschließlich texturbedingt ist, ist im Folgenden lediglich die Veränderung der weiten Grobporen, der engen Grobporen, sowie der Mittelporen betrachtet worden. Der Feinporenanteil ist jedoch bei jeder Gesamtporenvolumenabnahme von einer relativen Zunahme betroffen.

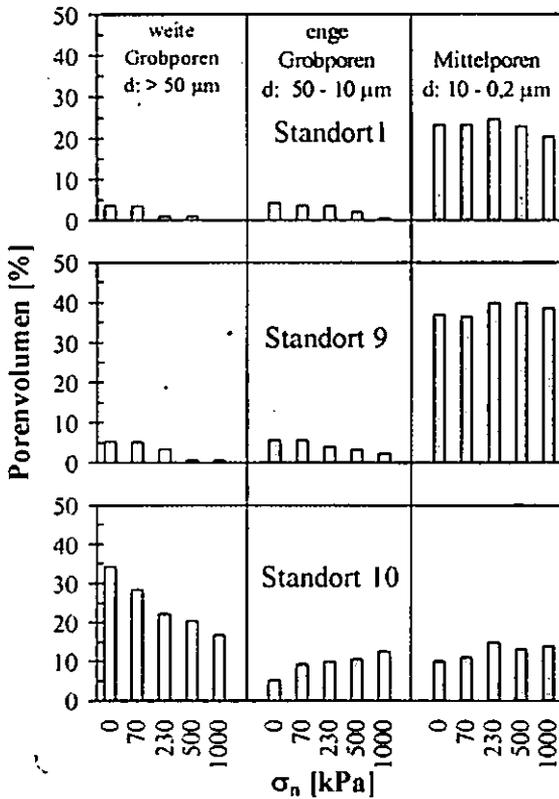


Abb. 2: Veränderung der Porengrößenverteilung ausgewählter Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten (n=3)

Mit zunehmender Belastung verlieren Standort I und 9 einen Großteil ihrer Makroporosität, während bei Standort 10 eine Umverteilung innerhalb des Makroporensystems stattfindet (Abb. 2). Der Mittelporenanteil der untersuchten Substrate scheint auch bei hohen Auflasten nicht wesentlich von Veränderungen betroffen zu sein, eine weiter unterteilte pF-Kurve wäre jedoch wünschenswert, um kleinere Porengrößenbereiche gesondert betrachten zu können.

3.3 Einfluss von mechanischen Spannungen auf Leitfähigkeiten

Obwohl bei geringeren Auflasten die Änderungen im Porensystem noch verhältnismäßig gering ausfallen (Abb. 2), findet relativ schnell eine erhebliche Abnahme der Leitfähigkeiten statt, da zuerst nur die offensichtlich besonders empfindlich reagierenden kontinuierlichen Makroporen kollabieren (Abb.3, 4).

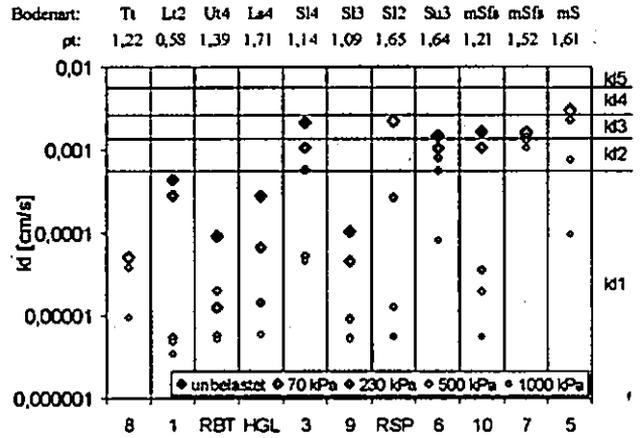


Abb. 3: Veränderung der Luftleitfähigkeit der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten (n=5)

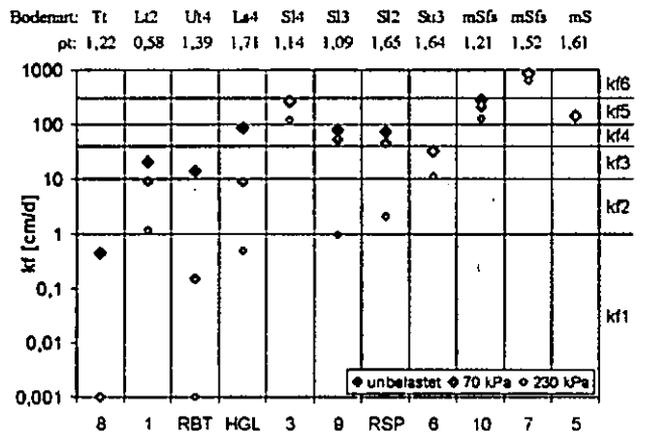


Abb. 4: Veränderung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit der untersuchten Substrate nach Belastung mit unterschiedlichen Auflasten (n=5)

4 Zusammenfassung

Unterschiedliche Setzungsempfindlichkeiten ergeben sich vor allem als Kombination der Substrateigenen Textur, Bodendichte und Gehalt an organischer Substanz.

Die Veränderung von Porenfunktionen als Reaktion auf mechanische Belastungen sind bei grobkörnigen Substraten wesentlich geringer ausgeprägt als bei Feinkörnigen. Von großer Bedeutung für die Veränderung von Porenfunktionen ist nicht allein die Ausprägung des Makroporenvolumens, sondern der Anteil an kontinuierlichen Makroporen. Eine mechanische Belastung führt relativ schnell zum kollabieren dieser Poren und eine erhebliche Verringerung der Leitfähigkeiten ist die Folge.

Beschreibung der Wasserbewegung in einem kleinräumig heterogenen kohlehaltigen Kippboden mit lokalem Ungleichgewicht

Horst H. Gerke¹ und Markus Einecke²

Einleitung

Kohlehaltige Kippböden der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft bestehen aus sandigen Sedimenten mit kohligem Substrat, die sowohl feinverteilt in Form von Staub als auch ungleichmäßig in Form von unterschiedlich großen Bruchstücken vorliegt. Die kohligem Bruchstücke sind porös und das sandig-kohlige Sedimentgemenge ist teilweise aggregiert. Der Kippboden stellt somit ein idealtypisches duales Porensystem dar. Probleme ergeben sich für die Beschreibung der Wasserbewegung aufgrund von sub-REV-skaligen Effekten und lokalen Ungleichgewichten in Potenzialen und Konzentrationen. Ziel dieses Beitrags war die Ableitung der hydraulischen Funktionen aus den Eigenschaften und Volumenanteilen der Einzelkomponenten und die Beschreibung der Wasserbewegung mit Dualporositätsmodellen.

Methodik

Die hydraulischen Eigenschaften der kohlestaubhaltigen Sandmatrix und der kohligem Fragmente wurden separat an fragmentfreiem Boden und an kohligem Brocken bestimmt. Zum Einsatz kamen die Druckplatten-, Drucktopf- und Dampfspannungsmethode sowie Mini-Infiltrometer. Das hydraulische Verhalten des Gesamtbodens wurde mittels mehrstufiger Be- und Entwässerungsversuche (*multi-step in-/outflow*) auf einer porösen Plattenapparatur mit hängender Wassersäule an ‚ungestörten‘ Stechzylinderproben beobachtet (Abb. 1).

Die Wasserbewegung in dem Substratgemenge wurde unter Verwendung von Modellen für duale Porosität (mobil-immobil) und duale Permeabilität (mobil-mobil) versucht zu be-

schreiben. Die Simulationen wurden unter Anpassung der Retentionsparameter für Sorption und Desorption (Abb. 2) sowie des Austauschterms für einzelne Druckstufenänderungen mit dem numerischen Dual-Permeabilitätsmodell (Gerke und van Genuchten, 1993) durchgeführt (für 3D-Simulationen siehe Einecke und Gerke, dieser Band).

Ergebnisse

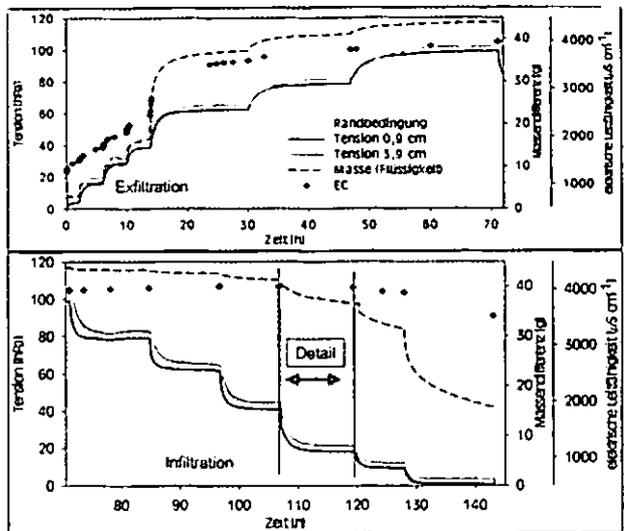


Abbildung 1: Ergebnis eines *Multi-step in-/outflow* Versuchs mit kohlehaltigem Kippboden. Die Symbole kennzeichnen die gemessene elektrische Leitfähigkeit (EC) des Perkolats.

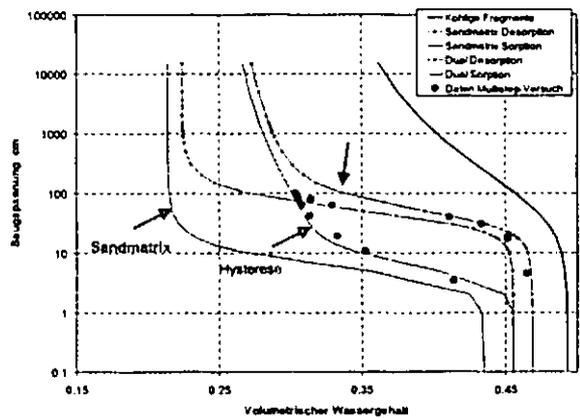


Abbildung 2: Wasserretentionsfunktionen von Sandmatrix und Kohlebrocken für Be- und Entwässerungsgang sowie zusammengesetzte Funktionen für Gesamtbodenprobe im Vergleich zu stationären Werten (Symbole) aus dem *Multi-Step Outflow* Versuch.

Tabelle 1: Verwendete Dual-Modellparameter.

	θ_r	θ_s	q_{ec}	β_{ec}	K_s
	(cm ³ cm ⁻³)	(cm ³ cm ⁻³)	(cm ³)	l-l	(cm d ⁻¹)
Kohlige Fragmente	0,318	0,493	0,019	1,25	16
Mineral-Kohle-Substrat	0,216	0,435	0,12	2,84	83
Austauschterm f_w	β	f_w	α_w	K_s	
	l-l	l-l	(cm ³)	(cm d ⁻¹)	
	15	0,4	1,0	1,6	

¹Horst H. Gerke, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Leibniz-Zentrum f. Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg, hgerke@zalf.de

²Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, JETZT: MDSE GmbH, Parsevalstraße 7, 06749 Bitterfeld

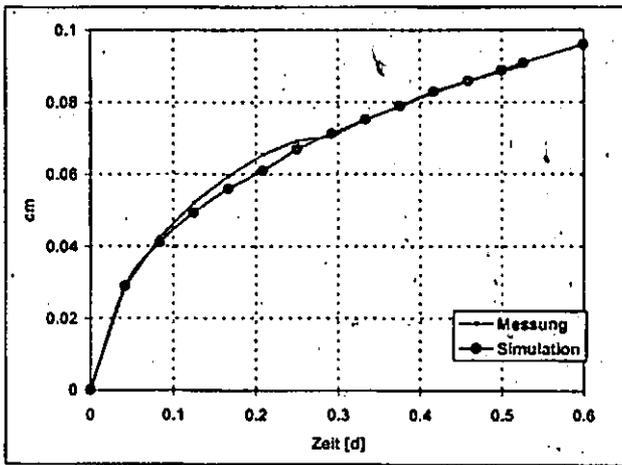


Abbildung 3: Kumulative Infiltration als Funktion der Zeit für den Detailausschnitt des *Multistep in-/outflow* Versuchs. Messwerte im Vergleich zu mobil-immobil Simulation mit 1D- 2-Regionenmodell.

Während die Infiltration genau beschrieben werden konnte (Abb. 3), ließen sich die Saugspannungsverläufe in der Probe (Abb. 4) nicht nachbilden. Umgekehrt ließ sich die Infiltration nicht beschreiben, wenn die Saugspannungen gut angepasst wurden (nicht abgebildet).

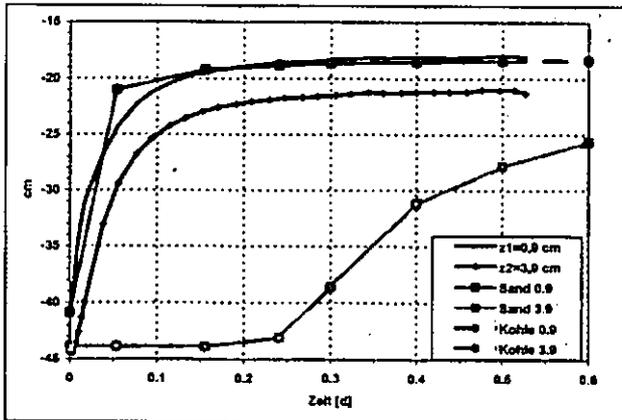


Abbildung 4: Gemessene und simulierte Saugspannungen des *Multistep in-/outflow* Versuchs (in Abb. 3).

Die gleichzeitige Anpassung von Wasserinfiltration und Saugspannungsverlauf war mit den Modellen und unabhängig bestimmten Parametern nicht möglich. Der Saugspannungsabfall im oberen Teil der Probe war schneller als mit Gleichgewichtsannahmen vorhergesagt. Erst durch Verminderung des Austausches zwischen Sandmatrix und Kohlebrocken sowie durch die (rel. unrealistische) Annahme dualer Permeabilität (mobil-mobil) mit schnellerer Reaktion in

der kohligen Substanz konnten annähernd vergleichbare Infiltrations- und Saugspannungsverläufe simuliert werden. Messungen der Saugspannungsverläufe direkt in kohligen Brocken und in sandiger Matrix mittels hochauflösenden Mini-Tensiometern zeigten Potenzialungleichgewichte infolge Infiltration und Entwässerung. Allerdings reagierten die Saugspannungen in der Sandmatrix immer schneller als die in den kohligen Brocken.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Der Porenraum des Gesamtbodens lässt sich aus den Retentionsfunktionen der Einzelkomponenten relativ gut abbilden. Lokale Ungleichgewichtseffekte bei instationärer Wasserbewegung können auch mit 2-Regionenmodellen kaum abgebildet werden. Das Gemenge aus sandigen und kohligen Sedimenten besteht entweder aus mehreren Porenregionen mit unterschiedlicher Austauschkinetik oder die Ungleichgewichts-Kinetik scheint nicht mit einer Gleichgewichts- pF- Kurve beschreibbar.

Bezüglich der hydraulischen Leitfähigkeit ist der Gesamtboden vermutlich mehr als Summe der Einzelbestandteile. Die Effekte der Grenzflächen zwischen den zwei Porensystemen, die in den Eigenschaften der Einzelkomponenten nicht erfasst sind, müssten unabhängig ermittelt werden. Die Ergebnisse zu lokalen Ungleichgewichten der Wasserbewegung im kohlehaltigen Kippboden haben weiterhin große Bedeutung für den Transport gelöster Stoffe.

Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Unterstützung (SFB 565), Frau R. Hyscher und Frau A. Griegoleit (ZALF, Müncheberg) für Analysen sowie Dr. B. Wecker, Dr. E. Hangen, PD Dr. W. Schaaf, Prof. Dr. Dr. h.c. R.F. Hüttl (BTU Cottbus) für Unterstützung im Projekt.

Literatur:

Gerke H. H., M. T. 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, 1993.

Sickerwassererfassung in der ungesättigten Bodenzone – Ein Vergleich von Geräten unterschiedlicher Bauart

K. Germer¹, A. Peters¹ und W. Durner¹

Einleitung

Die in Hinblick auf Menge und Qualität repräsentative Beprobung von Sickerwasser in einem ungestörten Boden ist bis heute ein ungelöstes Problem, da jeder Einbau von Erfassungsinstrumenten mit Rückwirkungen auf den Zustand des Systems verbunden ist.

Ziel dieser Arbeit ist die Beurteilung unterschiedlicher Strategien zur Sickerwassererfassung im Feld. Verschiedene Geräte und Einbaumethoden sollen hinsichtlich ihrer Praktikabilität, Reproduzierbarkeit und Repräsentativität verglichen werden. Hierzu wurde ein Feldversuch durchgeführt, bei dem insgesamt 32 Sickerwassererfassungssysteme in einem lehmigen Sand eingebaut wurden. Zum Einsatz kamen Saugkerzen unterschiedlicher Materialart und Größe, sowie Saugplatten, Dochtlysimeter und freidrainende wandlose Lysimeter (Rillenlysimeter).

Material und Methoden

Die Untersuchung wurde im Sommer 2004 auf dem Gelände der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig durchgeführt. Von einer Grube mit ca. 12 x 2 m Kantenlänge und 1,5 m Tiefe ausgehend wurden 8 Typen von Erfassungsgeräten in je dreifacher Wiederholung (Rillenlysimeter in zweifacher) in einer Tiefe von 30 cm seitlich in den ungestörten Boden eingesetzt (Tab. 1 erste Spalte). Die Gerätetypen 3 (Kunststoffsugkerzen) und 6 (Saugplatten) wurden zusätzlich in dreifacher Wiederholung von der Bodenoberfläche aus in den Boden eingebaut. Der Typ 5 (Saugrohre) wurde dreifach mit Quarzschluff und dreifach ohne Einschlammung seitlich in den Boden eingesetzt. Zusätzlich wurden in 15, 30 und 65 cm Tiefe Tensiometer installiert.

Die Messungen wurden in zwei zeitlichen Phasen durchgeführt, in denen unterschiedliche Unterdrücke an die Sauggeräte angelegt wurden. In der ersten Phase wurden sie mit einem konstanten Unterdruck von 100 hPa, in der zweiten Phase mit 300 hPa betrieben. Neben natürlichen Niederschlägen wurde die Versuchsfläche teilweise künstlich beregnet.

Ergebnisse

In der ersten Phase (-100 hPa) fiel das Matrixpotenzial im Boden in Gerätetiefe nicht unter -75 hPa, in der zweiten Phase (-300 hPa) nicht unter -160 hPa.

Die insgesamt aufgefangenen Wassermengen aller Geräte- und Einbauvarianten sind in Tab. 1 gelistet. Die Mengen variierten in der ersten Phase zwischen 0,2 Liter für die Saugkerzen aus Polyethylen (Typ 2) und 10 Litern für die von oben eingebauten Saugplatten (6a). In der zweiten Phase, bei 300 hPa Unterdruck, waren die aufgefangenen Wassermengen um das 7- bis 60fache höher und dies bei vergleichbarer Nettoinfiltration von ca. 150 mm je Phase. Die Variabilität zwischen den Parallelen lag in der ersten Phase im Mittel bei 73% und halbierte sich in der zweiten Phase (Tab. 1).

Die auf die wirksame Geräteoberfläche bezogenen Wassermengen (Tab. 1) zeigen, dass vor allem die kleinen Saugkerzen sehr viel Wasser pro cm² aufnahmen. Beim Vergleich der Einbauweisen zeigt sich, dass die von oben eingebauten Geräte (Typ 3a und 6a) mehr Wasser aufgefangen haben als die seitlich eingebauten (Typ 3b und 6b). Die eingeschlammten Saugrohre (Typ 5b) konnten in der zweiten Phase mehr Wasser gewinnen als die nicht eingeschlammten (Typ 5a), in der ersten Phase waren die Mengen praktisch gleich. Die von oben eingebauten Geräte zeigten tendenziell eine geringere Variabilität als die seitlich eingebauten. Gleiches gilt für eingeschlammte versus uneingeschlammte Saugrohre.

In der zweiten Phase wurde mit allen Sauggeräten kontinuierlich Sickerwasser aufgefangen und zwar auch in den Zeiten in denen aufgrund der hydraulischen Verhältnisse (hydraulisches Potential 15 cm unter Geländeoberkante kleiner oder gleich dem hydraulischen Potential 30 cm unter Geländeoberkante) keine Wasserbewegung stattfand.

Für die flächigen Geräte (Typen 6 bis 8) können »Sammleffizienzen« ermittelt werden. Die Sammeffizienz wird definiert als die aufgefangene Wassermenge, bezogen auf die auf der selben Oberfläche netto infiltrierte Wassermenge (I). Die Sammeffizienzen der Docht- und Rillenlysimeter lagen bei maximal 6% bzw. 13%. Diejenigen der Saugplatten lagen in der ersten Phase für die von oben eingebauten Geräte bei 170%, bei den seitlich eingebauten bei 80%. In der zweiten Phase erhöhten sich die Werte auf 1300%, bzw. 670%.

Diskussion

Obwohl es in der ersten Phase immer einen hydraulischen Gradienten zu den Sauggeräten gab, wurde mit den meisten Geräten eine unzureichende Wassermenge aufgefangen. Dies führt in der Praxis zu Problemen, wenn nicht genügend Probenflüssigkeit für die Stoffanalyse gewonnen werden kann. Die große Steigerung des Wassergewins in der zweiten Phase ist in erster Linie mit dem größeren Potenzialgradienten zu erklären. Höhere Sickerwassergewinnung bedeutet, dass ein größerer Bodenraum beprobt wird. Die geringere Streuung der erfassten Wassermengen in der zweiten Phase weist darauf hin, dass durch den größeren Beprobungsraum ein Ausgleich lokaler Heterogenitäten erfolgte.

¹Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig, e-mail: k.germer@tu-bs.de

Tab. 1: Gerätetypen und aufgefangene Wassermengen; Die Typen 1 bis 4 sind Saugkerzen (K = Keramik, PE = Polyethylen, Ku = Kunststoffe PE und Polyamid (PA), SiC = Siliziumkarbid); Bei dem Gerätetyp 5 handelt es sich um Saugrohre (SR) aus Kunststoff (PE und PA); SP = Saugplatte, DL = Dochtlysimeter und RL = Rillenlysimeter.

Typ	Bez.	Phase 1 (-100 hPa)					Phase 2 (-300 hPa)					
		A ¹⁾ [cm ²]	Q ²⁾ [ml]	σ ³⁾ [ml]	CV ⁴⁾ [-]	Q/A ⁵⁾ [ml/cm ²]	Q/l ⁶⁾ [ml/ml]	Q ²⁾ [ml]	σ ³⁾ [ml]	CV ⁴⁾ [-]	Q/A ⁵⁾ [ml/cm ²]	Q/l ⁶⁾ [ml/ml]
1	SK-K	34	713	803	113%	21.0	-	10024	1785	18%	294.8	-
2	SK-PE	38	200	159	80%	5.3	-	3553	1098	31%	93.5	-
3a	SK-Ku(ob) ⁷⁾	60	2065	1681	81%	34.4	-	22158	345	2%	369.3	-
3b	SK-Ku(s) ⁸⁾	60	349	164	47%	5.8	-	9433	2317	25%	157.2	-
4	SK-SiC	628	2079	1657	80%	3.3	-	X	X	X	X	-
5a	SR(dir) ⁹⁾	1210	2805	3743	133%	2.3	-	71319	49689	70%	58.9	-
5b	SR(Q) ¹⁰⁾	1210	2557	1617	63%	2.1	-	151087	49843	33%	124.9	-
6a	SP(ob)	400	10148	3087	30%	25.4	1.73	67643	8895	13%	169.1	13.01
6b	SP(s)	400	4722	4035	85%	11.8	0.81	35051	14106	40%	87.6	6.74
7	DL	900	211	151	72%	0.2	0.02	701	666	95%	0.8	0.06
8	RL	15625	7294	1387	19%	0.5	0.03	26461	4256	16%	1.7	0.13
					73%						34%	

¹ Geräteoberfläche, ² Absolute aufgefangene Wassermengen (Mittelwerte), ³ Standardabweichung, ⁴ Variationskoeffizient, ⁵ Wassermenge bezogen auf Geräteoberfläche, ⁶ Sammeleffizienz (siehe Text), ⁷ ob: Einbau von oben, ⁸ s: Einbau seitlich, ⁹ dir: Einbau direkt, ohne Einschlämmung, ¹⁰ Q: Einbau mit Einschlämmung (Quarzschluff)

Die größeren Wassermengen und die geringeren Variabilitäten bei den von oben eingesetzten Sauggeräten erklären wir uns mit der beim Einbau stattfindenden Lockerung und Homogenisierung des Bodens oberhalb der Geräte. Die sehr geringen und variablen Wassermengen der nicht eingeschlämmten Saugrohre (5a) sind vermutlich durch Kontaktprobleme mit dem umliegenden Boden hervorgerufen.

Bei den Saugplatten waren die Sammeleffizienzen mit bis zu 1300% besonders in der zweiten Phase unerwartet hoch. Demnach ist die Geometrie des Fließfeldes ein sich nach unten verjüngender Kegel. Aus einfachen Überlegungen der Massenerhaltung ergibt sich daraus ein nach unten beschleunigter Fluss. Dies konnte mit numerischen Simulationen bestätigt werden. Damit wird eine Interpretation möglicher zeitlicher Stoffdynamiken fehlerhaft.

Schlussfolgerungen

Unsere Untersuchungen ergaben, dass bei der in situ-Sickerwassererfassung bei höherem Unterdruck, bei größeren Gerätemaßen und bei einem Einbau von oben größere Wassermengen und geringere Variabilitäten zu erwarten sind.

Die Gewinnung größerer Mengen ist aus praktischen Beweggründen zu begrüßen, führt jedoch unter Umständen zu Problemen hinsichtlich der Repräsentativität der so gewonnenen Ergebnisse. Bei stärkerem Unterdruck gewonnene Proben werden aus einem relativ großen Bodenbereich gesogen, und zwar auch zu den Zeiten in de-

nen aufgrund der hydraulischen Verhältnisse keine Wasserbewegung nach unten stattfindet.

Der eingesetzte Gerätetyp, die Einbauweise und auch der angelegte Unterdruck an den Geräten sollte je nach Fragestellung bestimmt werden. Wird besonderer Wert auf eine hoch aufgelöste Probenahme bei großen Probenmengen und eine gute Wiederholbarkeit der Ergebnisse gelegt, so kommen große Geräte mit großem Unterdruck und ein Einbau von oben in Frage. Durch größere Geräte werden Heterogenitäten des Bodens ausgeglichen und die aufgefangenen Wassermengen größer. Es wird allerdings auch der Einbauaufwand deutlich größer. Wird großer Wert auf eine Repräsentativität der Ergebnisse gelegt, so sollte ein eher moderater, den in situ-Verhältnissen entsprechender Unterdruck angelegt werden.

Die freidrainierenden Lysimeter und die Dochtlysimeter erwiesen sich bei den vorliegenden Verhältnissen sowohl hinsichtlich der Praktikabilität als auch der Repräsentativität als mangelhaft. Der Einsatz großflächiger Rillenlysimeter erscheint nur dann attraktiv, wenn gezielt präferenzierter Transport aufgedeckt werden soll.

Von den hier untersuchten Geräten konnten nur die Saugplatten, die mit Unterdruck betrieben wurden, den Ansprüchen an Wiederholbarkeit und die Repräsentativität der Messergebnisse genügen. Der Einbau dieser Geräte ist jedoch mit einem erheblich größeren Aufwand verbunden als der Einbau von Saugkerzen.

Die Bedeutung der Benetzbarkeit für die Stabilität von organischer Substanz im Boden

Marc-O. Göbel*, Jörg Bachmann*,
Susanne K. Woche* und Walter R. Fischer*

Einführung

Die Stabilität von organischer Substanz (OS) im Boden wird bestimmt durch die Abbaubarkeit und die vorherrschenden Abbauprozesse. Die Abbaubarkeit resultiert in erster Linie aus dem strukturemischen Aufbau der OS. Im Hinblick auf die Abbauprozesse stehen Faktoren wie die Zugänglichkeit von OS sowie die Verfügbarkeit von Wasser, Nährstoffen und Sauerstoff im Vordergrund. Diese Faktoren stehen in engem Zusammenhang mit bodenphysikalischen Größen wie der Korn- und Porengrößenverteilung, der Porenkontinuität und dem Gefüge (Aggregation). Organische Substanz in Aggregaten kann aufgrund der eingeschränkten Erreichbarkeit und der geringeren Verfügbarkeit von Wasser und Sauerstoff gegenüber mikrobiellem Abbau geschützt sein. Hier soll der Frage nachgegangen werden, welchen Einfluss die Benetzbarkeit auf die Abbauprozesse im Boden hat.

Ein wichtiger Aspekt der Benetzbarkeit ist ihr Einfluss auf die Aggregatstabilität. Gering benetzbare (hydrophobe) Grenzflächen reduzieren die Wasseraufnahmerate von Aggregaten, verringern damit den Einfluss von Luftsprengungseffekten und tragen zur Stabilität der Aggregation bei. Benetzungsgehemmte Aggregate müssten daher einen besonders langfristigen Schutz vor mikrobiellem Abbau bieten. Durch die Beeinflussung der Wasserverteilung im Boden kann die Benetzbarkeit darüber hinaus auch einen direkten Einfluss auf den Abbau von OS haben. Das Vorhandensein hydrophober Grenzflächen führt zu einer Verringerung der Wasserfilmdicke und kann in einer diskontinuierlichen Verteilung von Wasserfilmen resultieren. Dies kann die Verfügbarkeit von Wasser und Nährstoffen und die Enzymdiffusion stark einschränken.

Material und Methoden

Im Rahmen der Untersuchungen wurden sowohl natürliche Böden (Luvisol, Cambisol) als auch künstlich hydrophobiertes Material verwendet. Dazu wurde hydrophiles OS-freies Material (<63 µm) durch die Beimengung von Dichlordimethylsilan hydrophobiert. Danach wurden die hydrophilen und hydrophoben Partikel in definierten Verhältnissen miteinander vermischt und anschließend mit natürlichem Bodenmaterial im Verhältnis 1:1 gemischt. Ein Teil des Materials wurde zum Zwecke der Aggregation mit Wasser gesättigt und anschließend luftgetrocknet.

Die Bestimmung der Benetzbarkeit erfolgte über die Messung des Kontaktwinkels (KW) mit der Kapillaraufstiegsmethode (Goebel et al., 2004) und der Wilhelmy-Platten-Methode (Bachmann et al., 2003).

Die Aggregatstabilität wurde durch Überstauen von lufttrockenen Aggregaten mit einer Reihe von Wasser-Ethanol-Gemischen unterschiedlicher Oberflächenspannung bestimmt. Dabei wurde der Anteil intakter Aggregate (A_i) als Funktion der Zeit ermittelt und ein doppelt-exponentielles Modell $[A_i = a \cdot \exp(-k \cdot t) + b \cdot \exp(-d \cdot t)]$ an die Daten angepasst (Goebel et al., 2005). Der Parameter k (min⁻¹) ist dabei ein Maß für die Geschwindigkeit des initialen Aggregatszerfalls.

Die Wasseraufnahmeraten von Aggregaten wurden mit einer Präzisionswaage (DCAT 11, Dataphysics) bestimmt. Dazu wurden Einzelaggregate an der Waage befestigt und mit Wasser in Kontakt gebracht (Abb. 1). Die Massenzunahme als Funktion der Zeit wurde rechnergestützt aufgezeichnet.

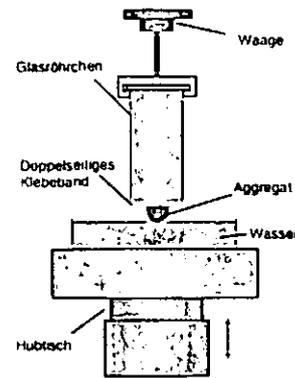


Abb. 1

Die mikrobielle Aktivität wurde über die CO₂-Respiration im Rahmen von Inkubationsversuchen bestimmt (Goebel et al., 2005).

Ergebnisse

Benetzbarkeit und Aggregatstabilität

Den Einfluss der Benetzbarkeit auf die Wasseraufnahme von Aggregaten (links: natürliche Böden, Luvisol; rechts: hydrophobiertes Material) zeigt Abb. 2.

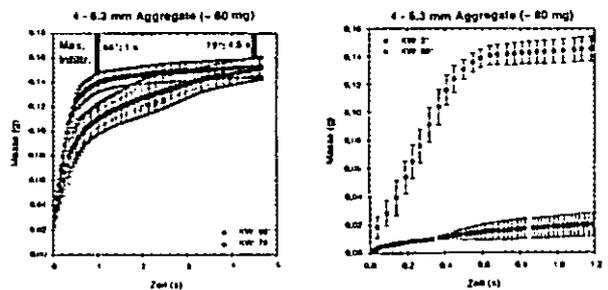


Abb. 2

*Institut für Bodenkunde, Universität Hannover
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
e-mail: goebel@ifbk.uni-hannover.de

Bereits ein Kontaktwinkelunterschied von 13° (natürliche Böden) verursacht deutliche Unterschiede in der Wasseraufnahmerate. Die maximale Wasseraufnahme wird bei den 66°-Aggregaten bereits nach 1 sec erreicht, die 79°-Aggregate sind dagegen erst nach 4.5 sec vollständig aufgesättigt. Dabei ist das maximale Aufnahmevermögen bei beiden Aggregatvarianten gleich.

Noch deutlicher ist dieser Unterschied bei künstlich hydrophobierten Aggregaten. Die unbehandelten gut benetzbaren Aggregate (KW: 3°) zeigen eine sehr schnelle Wasseraufnahme, wohingegen die hydrophoben Aggregate (KW: 88°) aufgrund der stark reduzierten Kapillarkräfte kaum Wasser aufnehmen.

Den Zusammenhang zwischen Aggregatstabilität und Kontaktwinkel zeigt Abb. 3. für natürliche Aggregate (4-6.3 mm) eines Luvisols.

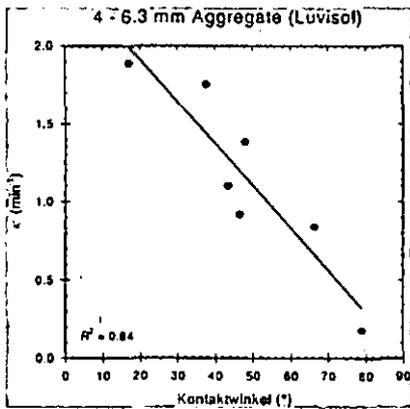


Abb. 3

Mit zunehmendem Kontaktwinkel reduziert sich die Geschwindigkeit des initialen Aggregatzerfalls (κ), was mit einer Erhöhung der Aggregatstabilität einher geht.

Aggregation und C-Mineralisierung

Abbildung 4 zeigt den Anteil des noch vorhandenen organischen Kohlenstoffs in Aggregaten und homogenisiertem Material als Funktion der Inkubationsdauer.

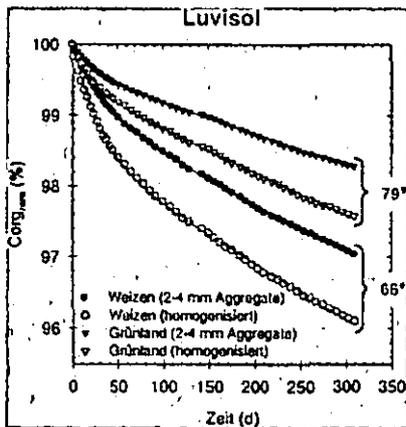


Abb. 4

Dargestellt sind die Werte für Material einer Weizen- (KW: 66°) und einer Grünland-Variante (KW: 79°).

Beide Varianten zeigen eine deutlich geringere C-Mineralisierung aus Aggregaten im Vergleich zum homogenisiertem Material. Berechnungen ergeben, dass zwischen 25 und 30% des organischen Kohlenstoffs in den Aggregaten gegenüber mikrobiellem Abbau geschützt ist. Darüber hinaus zeigen die Ergebnisse eine deutlich verringerte C-Mineralisierung mit zunehmendem Kontaktwinkel sowohl für die Aggregate als auch für das homogenisierte Material.

Benetzbarkeit und C-Mineralisierung

Um den direkten Einfluss der Benetzbarkeit auf den Abbau von organischer Substanz zu untersuchen, wurde Material künstlich hydrophobiert. Dadurch konnten die Benetzungseigenschaften (Kontaktwinkel) des Materials gezielt verändert werden. Abbildung 5 zeigt, dass mit zunehmendem Anteil hydrophober Partikel in den Materialgemischen bzw. mit steigendem Kontaktwinkel die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff stetig abnimmt.

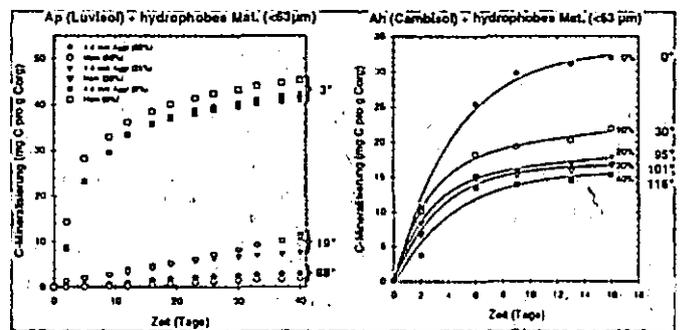


Abb. 5

Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse zeigen, dass die Benetzbarkeit sowohl direkt als auch indirekt durch ihren Einfluss auf die Aggregatstabilität einen Einfluss auf die Stabilität von organischer Substanz besitzt. Offensichtlich bieten insbesondere hydrophobe Aggregate einen wirksamen und vor allem langfristigen Schutz vor mikrobiellem Abbau.

Literatur

Bachmann, J. S.K. Woche, M.-O. Goebel, M.B. Kirkham und R. Horton. 2004. Extended methodology for determining wetting properties of porous media. Water Resour. Res. 39;doi: 10.1029/2003WR002143.
 Goebel, M.-O., J. Bachmann, S.K. Woche, W.R. Fischer und R. Horton. 2004. Water potential and aggregate size effects on contact angle and surface energy. Soil Sci. Soc. Am. J. 68:383-393.
 Goebel, M.-O., J. Bachmann, S.K. Woche und W.R. Fischer. 2005. Soil wettability, aggregate stability, and the decomposition of soil organic matter. Geoderma 128:80-93.

Die Arbeiten wurden mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SPP 1090 – Böden als Quelle und Senke für CO₂) durchgeführt.

Regionalisierung der Unterbodenverdichtung von landwirtschaftlich genutzten Böden als Folge von Bodenverdichtung durch Befahren

Gunnar Hoefler¹⁾, Jörg Bachmann¹⁾,
Rainer Horn²⁾, Walter Schäfer³⁾

In Gedenken an Rienk R. van der Ploeg

EINLEITUNG

Regionalisierung von Bodenverdichtungen auf der Feldskala ist bislang nicht möglich: Punktmessungen erlauben nur eine lokale Messung des Verdichtungszustandes, währenddessen etwa zerstörungsfrei messende Sonden nicht direkt den mechanischen Spannungszustand widerspiegeln. Unser Ziel ist herauszufinden, ob ein geophysikalisches Messverfahren, das die elektrische Leitfähigkeit (EL) des Bodens misst (EM38, Geonics) in der Lage ist, Unterbodenverdichtungen, hier bewertet anhand von Eindringwiderständen (EW), in der Fläche darzustellen.

MATERIAL UND METHODEN

Auf einer Lössfläche südlich Hannover wurden an 1750 Messpunkten elektrische Leitfähigkeit (EL) (EM38) und an 1250 Messpunkten Eindringwiderstände (EW) (Penetrologger, Eijkelkamp, 0-80 cm Tiefe, 1 cm Tiefenauflösung) gemessen. Die Messpunkte lagen in einem Gitternetz (5 m Abstand) und wurden lokal durch enge Transekte (Abstand 1 m) ergänzt. Insgesamt wurden ca. $1 \cdot 10^5$ Einzelwerte für die EW aufgezeichnet. Der Zeitpunkt der Messungen war der 1-5 April 2005.

ERGEBNISSE I

Bewertet anhand der Häufigkeitsverteilung (Abb. 1a und 1b) sind beide Signale (elektrische Leitfähigkeit (EL) und Summenwerte der Eindringwiderstände (EW) 0-80 cm Tiefe) normal bis lognormal verteilt. Semivariogramme zeigen einen Range von ca. 10 Meter für EL und lediglich einen Trend über die gesamte Fläche für EW. Durch beide Verfahren wird das Vorgewende am linken Rand der Fläche deutlich dargestellt.

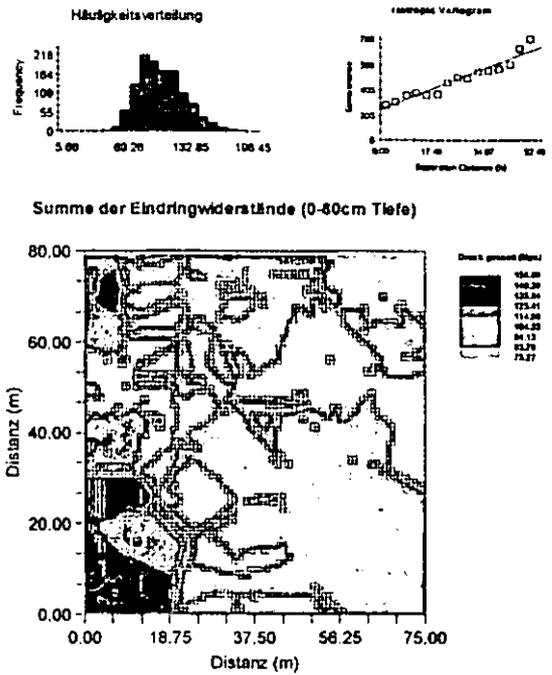


Abb. 1a:
Ergebnisse der Penetrologgersondierung
($1 \cdot 10^5$ Werte)

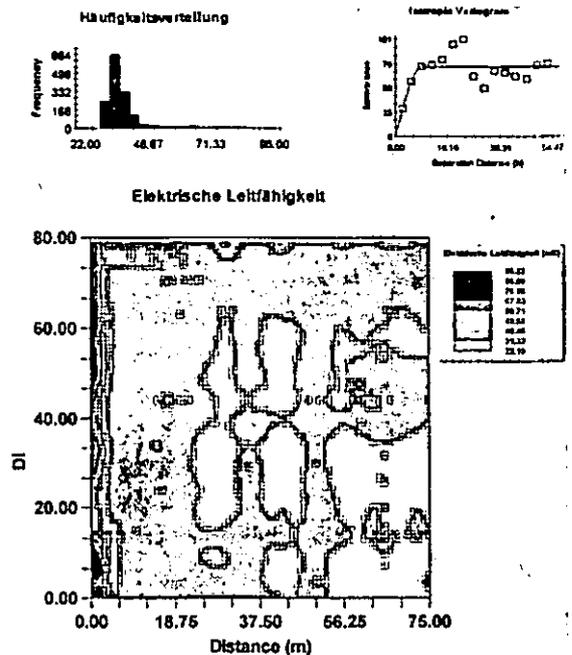


Abb. 1b:
Ergebnisse der EM 38 Sondierung (1750 Werte)

1) Institut für Bodenkunde der Universität Hannover
 2) Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel
 3) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung / Bodentechnologisches Institut Bremen
 e-mail: hoefler@ifbk.uni-hannover.de

ERGEBNISSE II

Die Tiefenverläufe der EW (Mittelwerte aus jeweils 20 Beprobungspunkten) an vier beispielhaften Teilflächen, differenziert nach EL Sondierung (EL Werte: ~ 30 mS, ~ 40 mS, ~ 60 mS und ~ 80 mS), zeigen den Trend zu zunehmenden höheren Eindringwiderständen im mittleren Bereich des Bodenprofils mit zunehmendem EL Signal (Abb. 2 a-d).

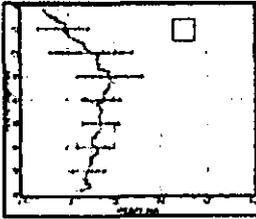
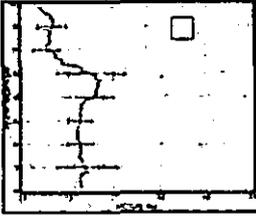


Abb. 2 a-d:
Tiefenverläufe der Eindringwiderstände von jeweils 20 Messpunkten auf vier Teilflächen, differenziert entsprechend der EM38 Sondierung

ABSCHÄTZUNG DES VERDICHTUNGSZUSTANDES

Zurückgehend auf einen Ansatz von Hartge und Bachmann wird der Verdichtungsgrad des Unterbodens abgeschätzt anhand der Abweichung der Messkurve der EW vom sogenannten hydrostatischen Normalverdichtungsgrad (schraffierte Fläche, Abb. 3). Der Flächeninhalt in der Tiefe 25-80 cm liefert einen Wert für die Unterbodenverdichtung.

Wird für jede der Klassen der mittlere EL-Wert mit dem mittleren Flächeninhalt korreliert (Abb. 4), ergibt sich für die Lössfläche ein klarer Zusammenhang zwischen elektrischer Leitfähigkeit des Untergrundes (Eindringtiefe ca. 1.5 m) und dem definierten Vorverdichtungsgrad, der anhand der EW der Tiefen 25-80 cm ermittelt wurde.

Wir schließen aus den Ergebnissen, dass möglicherweise Unterbodenverdichtungen auf Flächen bestehend aus einem homogenen Substrat mittels der EM38 regionalisiert werden können. Wie sehr dieser Ansatz verallgemeinert werden kann, muss in weiteren Untersuchungen ermittelt werden.

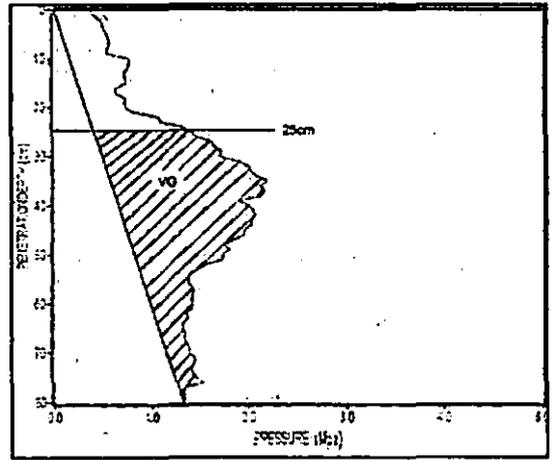


Abb. 3:
Schematische Darstellung für die Bestimmung des Unterboden-Vorverdichtungsgrades (VG) für die Tiefe 25 bis 80 cm.

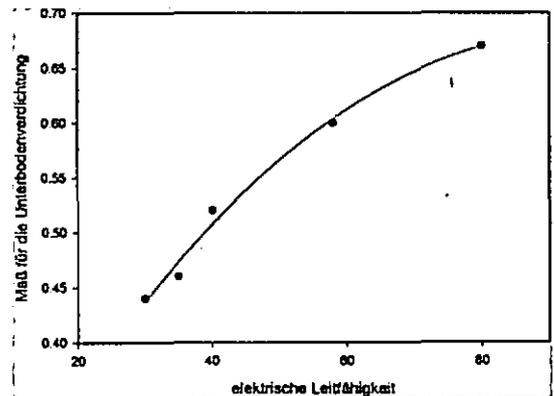


Abb. 4:
Vorverdichtungsgrad bestimmt für Teilflächen, die mittels der EM38 Sonde differenziert wurden.

LITERATUR

Hartge, K.H. and J. Bachmann (2004): Ermittlung des Spannungszustandes von Böden aus Werten des Eindringwiderstandes von Sonden. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 304-308.

Durlessen, H. (1999): Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischen Induktionsverfahren. FAM-Bericht 35 (Dissertation).

Beeinflussung physikalischer Bodeneigenschaften und des Kohlenstoffgehaltes im Boden durch Aufforstung von ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen im Gebiet des „Süßen Sees“ Seeburg

B. Hofmann¹, S. Both¹, S. Tischer² & O. Christen¹

1. Einleitung

Das Gebiet um den „Süßen See“ in Seeburg (Landkreis Mansfelder Land, Land Sachsen-Anhalt) ist durch Hangneigung, intensive landwirtschaftliche Nutzung und den Obstbau stark erosionsgefährdet. Mit der Aufforstung besonders exponierter Flächen und durch die Einrichtung von Dauergrünland sollen die Devastierungen langfristig eingedämmt bzw. völlig verhindert werden. Die hier dargestellten Untersuchungen verfolgen das Ziel, die bisher eingetretenen Auswirkungen der Nutzungsänderungen auf ausgewählte bodenphysikalische Eigenschaften und die Kohlenstoffgehalte im Boden zu erfassen.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden im Frühjahr 2004 im mitteldeutschen Löß-Trockengebiet bei verschiedenen Hangdispositionen und den Nutzungsformen Acker (Zuckerrüben), Grünland und Aufforstung (Eichenpopulation, Pflanzung 2000) durchgeführt. An dieser Stelle werden Ergebnisse vom Oberhang vorgestellt. Bodenständig handelt es sich hierbei um Pararendzinen (Bodenart Ut4 – stark toniger Schluff). Für die bodenphysikalischen Untersuchungen (u.a. Trockenrohdichte, Wasserretension, Luft- und Wasserleitfähigkeit nach DIN ISO 11272, 11274 und DIN 19683-9) wurden 250 cm³-Stechzylinder eingesetzt. Die Zylinder wurden in 10-facher Wiederholung vertikal aus den jeweiligen Bodentiefen 0-6, 16-22, 24-30 und 32-38 cm entnommen. Die Beprobung für die bodenchemischen Werte erfolgte in 10 cm-Abständen (Oberkrume 5 cm) bis in 40 cm Bodentiefe. Zur Bestimmung der Kohlenstoffgehalte wurden folgende Methoden angewandt: C_{org} (DIN ISO 10694), C_{hwf} nach

VDLUFVA-Vorschrift und C_{mic} (DIN ISO 14240-1).

3. Ergebnisse und Diskussion

Aufforstung und Grünlandnutzung führen zur signifikanten Verminderung der Trockenrohdichte (TRD) in der oberen Krume (Tab. 1).

Tab. 1: Bodenphysikalische Eigenschaften (Frühjahr 2004)

Nutzungsart	Bodentiefe [cm]		
	0-22	24-30	32-38
Trockenrohdichte [g/cm ³]			
Acker ¹	1.44 a ²	1.48 a	1.41 a
Grünland	1.30 b	1.43 a	1.39 a
Aufforstung	1.36 b	1.56 b	1.55 b
Luftkapazität [Vol.-%]			
Acker	8.7 a	6.2 a	8.1 a
Grünland	13.6 b	6.8 a	7.3 a
Aufforstung	12.7 c	6.5 a	5.1 ab
Gesättigte Wasserleitfähigkeit [cm/d]			
Acker	4 a	7 a	10 a
Grünland	48 b	9 a	10 a
Aufforstung	80 b	10 a	9 a

¹ unter Zuckerrüben

² Kennzeichnung sign. bei α 5 %

In analoger Weise nehmen die Luftkapazität bzw. das gesamte Grobporenvolumen und die gesättigte Wasserleitfähigkeit systematisch ab. Auch verweisen die im Vergleich zum Grünland bei Ackernutzung tendenziell höheren TRD-Werte auf z.T. partiell vorliegende Bearbeitungssohlen in der Unterkrume (24 – 30 cm). In der Krumbasis (32 – 38 cm) sind dagegen die Unterschiede mit Ausnahme der Erstaufforstung nicht so deutlich. Die Aufforstungsfläche war offensichtlich bei Beginn der Nutzungsänderung in der Unterkrume und Krumbasis bereits durch eine erhebliche Vorverdichtung gekennzeichnet. Derartige Effekte wurden auch von Evers (2001) durch Penetrometer- und Trockenrohdichtemessungen in Verbindung mit Wurzeluntersuchungen bei Erstaufforstung (Bergahorn) von Ackerland nachgewiesen. Künftige Untersuchungen an den markierten Messstellen des Seeburger Gebietes sollen deshalb detaillierte Angaben über die weitere Gefügeentwicklung bringen.

Die Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und heißwasserlöslichem Kohlenstoff (C_{hwf}) sowie die mikrobielle Biomasse (C_{mic}) zeigen

¹ Institut für Acker- und Pflanzenbau und

² Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, 06099 Halle

Tab. 2: Organischer und heißwasserlöslicher Kohlenstoff sowie mikrobielle Biomasse (Frühjahr 2004)

Nutzungsart	Bodentiefe [cm]				
	0-5	5-10	10-20	20-30	30-40
C_{org}-Gehalt [M.-%]					
Acker (Zuckerrüben)	1.06 a ¹	1.05 a	1.10	0.76	0.64 a
Grünland	1.66 b	1.31 b	1.26	0.94	0.84 b
Aufforstung	1.82 b	1.35 b	1.20	0.90	0.48 a
C_{hwt}-Gehalt [µg C/kg Boden]					
Acker (Zuckerrüben)	358 a	347	371	184 a	136
Grünland	659 b	419	398	128 a	110
Aufforstung	718 b	469	405	334 b	122
C_{mic}-Gehalt [µg C/g TS]					
Acker (Zuckerrüben)	219 a	230 a	235	117 a	109
Grünland	566 b	266 a	234	92 a	79
Aufforstung	695 b	344 b	264	207 b	110

¹Kennzeichnung sign. bei t_α 5 %

bereits in einem relativ kurzen Zeitraum in den oberen Bodenschichten (0 – 5, 5 – 10 und z. T. auch 10 – 20 cm) infolge des unterlassenen mechanischen Bodeneingriffs und der erhöhten Zufuhr an Pflanzenreststoffen deutliche Veränderungen zugunsten der Grünlandnutzung und der Aufforstungsflächen (Tab.2). Vergleichbare Befunde ermittelte auch Evers (2001) unter verschiedenen Waldbeständen bei Erstaufforstung. Insgesamt deutet sich hier bereits die Akkumulation von Kohlenstoff an, die zwischen langjähriger Acker- und Waldnutzung von Rinklebe und Makeschin (2003) auf lößbürtiger Parabraunerde bzw. Pseudogley-Parabraunerde im mainfränkischen Klimagebiet festgestellt wurde.

In größeren Bodentiefen (speziell 20 – 30 cm) sind besonders die gegenüber Ackernutzung höheren C_{org}-Gehalte hervorzuheben, die bei den aufgeföresteten Oberhangflächen im Zusammenhang mit den Gehalten an heißwasserlöslichem Kohlenstoff und der intensiven mikrobiellen Aktivität stehen. Die in dieser Bodentiefe vorherrschenden C- Differenzierungen sind allerdings nicht allein auf die unterschiedliche Nutzung zurückzuführen, sondern dürften wesentlich durch die vorherige Bewirtschaftung geprägt sein.

Zwischen C_{org}-, C_{hwt}- und C_{mic}- Gehalten bestehen hochsignifikante positive lineare Beziehungen. Die hohen Gehalte an umsetzbarer organischer Substanz wirken sich nicht nur auf die mikrobiellen Kennwerte (z.B. die Enzymaktivitäten Katalase, Arginin-Ammonifikation, β- Glucosidase) fördernd aus, sondern auch auf das

Lumbricidenvorkommen (Abundanz, Biomasse und Artendiversität).

Das Datenmaterial bildet die Grundlage für weitere langfristige Beobachtungen zur komplexen Bewertung nutzungsbedingter Veränderungen des Ökosystems Boden im Einzugsgebiet des „Süßen Sees“ in Seeburg.

Schlussfolgerungen

Umstellungen in der Landnutzung führen bereits nach relativ kurzer Zeit zu Veränderungen der physikalischen Bodeneigenschaften und in der vertikalen Verteilung der C-Gehalte.

Erstaufförestung von Ackerland und die Etablierung von Dauergrünland fördern besonders die C-Anreicherung in der obersten Bodenschicht (0-5 cm) und tragen zur Verbesserung der Porositätsbedingungen sowie der Wasserleitfähigkeitseigenschaften in der Oberkrume (0-20cm) bei.

Langzeituntersuchungen sollen künftig detaillierte Kenntnisse über die weitere Entwicklung der Bodenstruktur und des Kohlenstoffhaushaltes liefern.

Literatur

Evers, J. (2001): Stoffhaushalt und Waldbau-technik bei Erstaufförestung ehemals landwirtschaftlicher Nutzflächen. LÖBF-Schriftenreihe (Nordrh.-Westf.), Band 19.

Rinklebe, J. und F. Makeschin (2003): Der Einfluss von Acker- und Waldnutzung auf Boden und Vegetation - ein Zeitvergleich nach 27 Jahren. Forstwiss. Cbl. 122, 81-98.

Hydraulische und mechanische Bodeneigenschaften von Reisböden

I. Janßen^a, R. Horn^a, Bin Zhang^b

1. Einleitung

Um die umweltrelevanten Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf Menge und Qualität der Wasserressourcen zu studieren, müssen präferenzielle Verlagerungsvorgänge von Wasser und gelösten Stoffen in Abhängigkeit von Bodengefüge und -heterogenität untersucht werden.

Im Nassreisanbau mit zeitweiliger Überflutung und Austrocknung zwischen den Anbauphasen ändert sich das Bodengefüge in Abhängigkeit der Schrumpfung und infolge der Bodenbearbeitung unter Wasser (Puddling). Durch Wasserverlust verändert sich das Bodenvolumen eines nicht starren Bodens und führt zu einer Neuordnung von Bodenpartikeln und Bildung von Aggregaten. Diese Strukturänderung beeinflusst den Wasser- und Bodenlösungstransport nachhaltig. Es soll gezeigt werden, ob es auf Grund unterschiedlich langer Reisanbauzeiten (20 - >100 Jahre) und Textur zu bodenphysikalischen Veränderungen kommt.

2. Material und Methoden

Die vorliegenden Ergebnisse stammen von drei Nassreisböden mit unterschiedlicher Nutzung (20 u. >100 Jahre Reiskultur) und Textur aus jeweils den obersten 15cm („gepuddelter“ Horizont).

- Dystric Fluvisol, >100 Jahre, 37%S, 42%U, 21%T
- Gleyic Anthrosol, >100 Jahre, 61%S, 26%U, 13%T
- Stagnic Cambisol 20 Jahre, 12%S, 48%U, 39%T

Für die pF/WG-Kurven wurden die feldfeuchten Aggregate und Zylinderproben aufgesättigt und mit der Unterdruckmethode bis -500hPa entwässert, die Entwässerung auf pF 4,2 erfolgte im Überdrucktopf. Die vertikale Schrumpfung wurde an den Zylindern parallel zu den Entwässerungsstufen an acht festgelegten Punkten mit einer Schieblehre gemessen. Für die Bestimmung der Schrumpfung der Aggregate wurden 7 Wiederholungen mit Saran ummantelt und mittels Wägung und anschließender Tauchwägung die Gewichts- und Volumenabnahme bestimmt.

^aInstitut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel

^bInstitute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

3. Ergebnisse

Abb.1 und 2 zeigen die pF-WG-Beziehungen vom Gesamtboden bzw. Aggregaten. Die Luftkapazität (LK) (>pF1,8) ist vom Fluvisol sowohl beim Gesamtboden als auch bei den Aggregaten am kleinsten (LK Gesamtboden 4,5Vol%; Aggregate 1,5Vol%) im Vergleich zum Cambisol und Anthrosol (jeweils um 10Vol%). Die Feldkapazität (FK) des Gesamtbodens ist höher als die der Aggregate, jedoch zeigt sich, dass die alten Standorte (Fluvisol und Anthrosol, >100J. Reiskultur) eine deutlich höhere FK aufweisen (jeweils um 10Vol% höher als der Cambisol). Der Feinporenanteil weist einen höheren Wert für die Aggregate auf, wobei der Anthrosol hier eindeutig die kleinsten Werte aufweist.

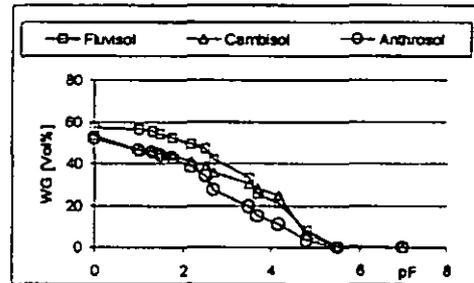


Abb. 1: pF-WG-Beziehung des Gesamtbodens

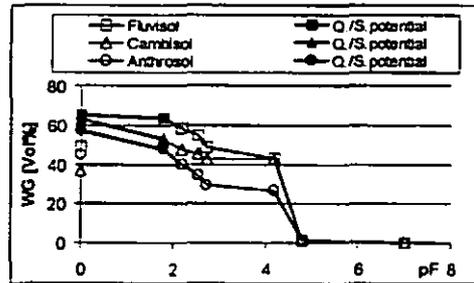


Abb. 2: pF-WG-Beziehung frei gequollener Aggregate (Q./S.potential= Quellungs-/Schrumpfungspotential)

Abb.3-5 zeigen Schrumpfungskurven (Porenziffer als Funktion der Entwässerung dargestellt) des Gesamtbodens im Vergleich zu denen der Aggregate. Betrachtet man den Gesamtboden der drei Standorte, so ist zu erkennen, dass der Fluvisol mit einer Porenzifferdifferenz (ΔPZ) von 0,41 eine höhere vertikale Schrumpfung aufweist als der Cambisol (ΔPZ 0,27) und Anthrosol (ΔPZ 0,12). Alle drei Standorte zeigen die größte Volumenabnahme im Mittelporenbereich (pF 1,8-4,2). Auch bei den Aggregaten weist der Fluvisol die größte Volumenabnahme auf (ΔPZ 0,28) gefolgt vom Cambisol (ΔPZ 0,21) und Anthrosol (ΔPZ 0,11). Jedoch tritt für die Aggregate die entscheidende Volumenabnahme erst ab pF4,2 ein.

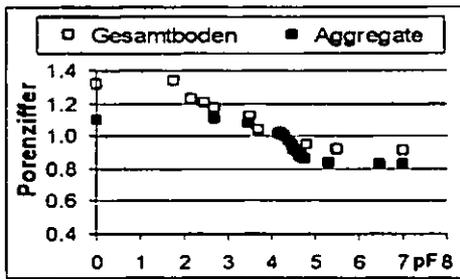


Abb.3: Schrumpfungskurven; Dystric Fluvisol

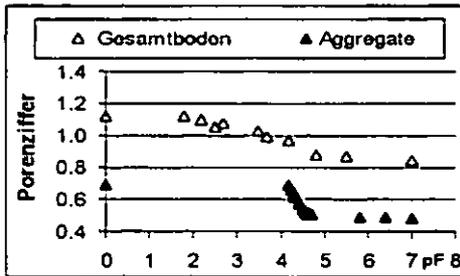


Abb.4: Schrumpfungskurven; Stagnic Cambisol

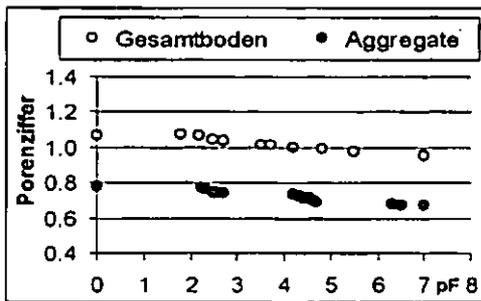


Abb.5: Schrumpfungskurven; Gleyic hydragic Anthrosol

4. Schlussfolgerung

Die typische Bodenbearbeitung der Nassreisfelder („puddeln“) wirkt sich sowohl auf die Porengrößenverteilung als auch auf das Schrumpfungsverhalten aus.

Nach >100jährigem „puddeln“ werden vor allem Mittelporen geschaffen, sowohl im Gesamtboden als auch in Aggregaten. Der niedrigere Gehalt an Feinporen für den Anthrosol ist auf die Textur zurückzuführen (61%Sand). Sowohl der Gesamtboden als auch die Aggregate besitzen eine hohe Luftkapazität, jedoch ist zu berücksichtigen, dass die Aggregate frei gequollen sind (s. Abb.:2 Quellungs-/Schrumpfungspotential), d.h. ohne räumliche Begrenzung; wären die Aggregate im Bodenverband aufgesättigt, würde man eine deutlich geringere LK für die Aggregate erwarten.

Bei den Schrumpfungskurven (Abb.:3-5) zeigt sich, dass der >100Jahre alte Fluvisol (21%Ton) sowohl beim Gesamtboden als auch bei den Aggregaten die höchste Porenzifferdifferenz aufweist, gefolgt vom Cambisol (39%Ton). Trotz des niedrigeren Tongehaltes des Fluvisols weist dieser eine höhere Schrumpfungskapazität auf, was u.a. auf die durch das „Puddeln“ geschaffenen Mittelporen zurückzuführen ist, sowie auf die geringere Zugfestigkeit der Aggregate (hier nicht dargestellt), was zu einer größeren Partikelbeweglichkeit auf Grund der geringeren Scherwiderstände führt. Die Aggregate aller Standorte weisen erst ab ca. pF 4,2 eine eindeutige Volumenabnahme auf, d.h., alles was vorher im Gesamtboden schrumpft, ist auf das „gepuddelte“ und so nahezu homogenisierte Bodenmaterial zwischen den Aggregaten zurückzuführen. Dieses homogenisierte Bodenmaterial zwischen den Aggregaten besitzt geringere Scherwiderstände, was wiederum die Partikelbeweglichkeit innerhalb des Bodenpaketes erhöht und somit auch die Schrumpfung. Offenbar reichen 20 Jahre „puddeln“ nicht aus, um die vorhandene Bodenstruktur so zu verändern, dass die Partikelbeweglichkeit zwischen den Aggregaten steigt. Dass der alte >100jährige Anthrosol die geringste Schrumpfung vorweist, hängt mit der Textur zusammen (61%Sand).

Um eine eindeutige Aussage über das eventuelle Auftreten von präferentiellern Fluss zu treffen, müssen weitere Untersuchungen bezüglich der Pflugsohle gemacht werden.

5. Dank

Die Feldarbeit wurde in Zusammenarbeit mit der Ecological Experimental Station of Red Soil und dem Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, durchgeführt.

Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (HO 011/36-1).

Bodenhydrologie von Paddy-Reisfeldern in Südost-China

Manon Janssen¹, Bernd Lennartz & Andreas Muth

1. Einleitung

Reis ist das wichtigste Grundnahrungsmittel in Südostasien. In bewässerten Reislandschaften stellen jedoch Wassermangel und die Verschmutzung von Grund- und Oberflächengewässern zunehmend Probleme dar, die u.a. auf eine Intensivierung der Landwirtschaft zurückzuführen sind (XIAOPING et al., 2004). Paddy-Reisböden sind in starkem Maße anthropogen geprägt, da vor dem Aussetzen der Setzlinge der wassergesättigte Boden geknetet und homogenisiert wird („puddling“). Ziel der Bodenbearbeitung ist u.a. die Ausbildung einer die Versickerung hemmenden Pflugsohle. Eine zeitweilige Überflutung der Böden mit anschließender Austrocknung führt zur Bildung von Schrumpfungsrissen, die potentiell präferentielle Fließwege darstellen. Es besteht ein erheblicher Forschungsbedarf zur Abschätzung und Vorhersage von Wasser- und Stoffflüssen auf Reisfeldern, insbesondere mit Berücksichtigung der präferentiellen Komponente.

Ziel dieser Untersuchung ist zunächst eine Charakterisierung ausgewählter bodenhydrologischer Eigenschaften in Abhängigkeit von Bodenstruktur und Alter der Reisfelder. Wasserverluste durch (i) Perkolation und (ii) lateralen Fluss sollen quantifiziert werden.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt im subtropischen Südost-China und ist aus quartären alluvialen Tonen („Red Clays“) aufgebaut. Im Sommer werden auf den terrassierten Feldern zwei Reiskulturen angebaut, im Winter liegen die Felder brach. Die drei untersuchten Felder werden seit 3 (QV), 20 (QY) und mehr als 100 Jahren (QO) für Reisanbau genutzt. Die lehmigen Böden (Ls2-Lt3) weisen einen Oberboden („puddled layer“) von ca. 11-15 cm und eine Pflugsohle („plough pan“) von ca. 4 cm Mächtigkeit (Felder QY, QO) auf. Im Feld QV ist noch keine Pflugsohle auszugrenzen.

2.2 Vertikale Infiltration in die Pflugsohle

Mit Doppelringinfiltrometern wurden je 9-12 Messungen auf den Pflugsohlen der drei Felder durchgeführt.

2.3 Lateraler Fluss im Oberboden

Der laterale Fluss wurde über eine Fließstrecke von 50 cm untersucht (Abb. 1). Dazu wurde der aus dem eingestellten Druckgradienten resultierende laterale Durchfluss räumlich aufgelöst mit 24 (QO) bzw. 12 (QV) Blechen aufgefangen und jeweils der Durchbruch des Tracers Bromid bestimmt. Der Wasserstand in der hinteren Grube wurde auf Feld QO konstant auf 11 cm gehalten, also knapp unter der Bodenoberfläche. Dies war aufgrund des hohen Durchflusses auf Feld QV nicht möglich, so dass dort nur Wasserstände von 5-7 cm eingestellt werden konnten.

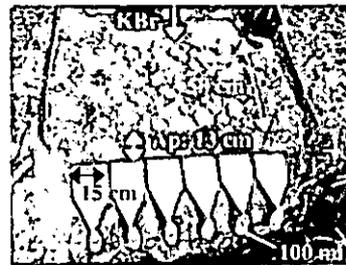


Abb. 1: Versuchsaufbau zum lateralen Fluss

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vertikale Infiltration in die Pflugsohle

Die Infiltrationsmessungen auf der Pflugsohle zeigen eine Abhängigkeit der Infiltrationsrate vom Nutzungsalter des Reisfeldes. Auf drei untersuchten Feldern mit Altern von 3, 20 und 100 Jahren betrug die vertikale Infiltrationsrate in den Boden durchschnittlich 660 mm/d, 12 mm/d and 2mm/d (Tab. 1, Abb. 2).

Tab. 1: Vertikale Infiltrationsraten in die Pflugsohle [mm/d]; x: arithmetisches Mittel; STD: Standardabweichung

Feld	QV	QY	QO
Alter	3 J.	20 J.	100 J.
x	661	12,1	2,1
STD	1120	10,7	1,6
Min	43	1,8	0,5
Max	3780	33,0	6,2

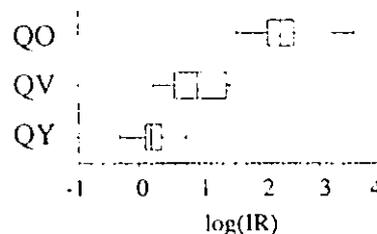


Abb. 2: Boxplots der logarithmierten Infiltrationsraten (IR)

Diese Unterschiede sind auf eine mit der Bearbeitungsdauer zunehmende Verdichtung und

¹ Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock Justus-von-Liebig-Weg 6 18059 Rostock E-mail: manon.janssen@uni-rostock.de

Mächtigkeit der Pflugsohle zurückzuführen. Auf dem jüngsten Feld entspricht die Infiltrationsrate unterhalb des Pflughorizonts in etwa der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit des Pflughorizonts. Dies zeigt, dass noch keine Pflugsohle ausgebildet ist und dieses Feld als Ausgangszustand betrachtet werden kann. Die Wasserverluste durch Perkolation verringern sich damit nach 20 bzw. 100 Jahren Reisanbau um den Faktor 55 bzw. 330.

3.2 Lateraler Fluss im Oberboden

Die gemessenen lateralen Durchflüsse variieren zwischen 1 und 27 cm/d auf Feld QO sowie zwischen 0 und 1200 cm/d auf Feld QV (Abb. 3a, b) und zeigen damit die räumliche Heterogenität des Fließgeschehens. Eine kumulative Darstellung von Durchfluss gegen Fließquerschnitt belegt diese Fließungleichgewichte (Abb. 4): Homogener Fluss würde eine Einheitsgerade erzeugen; je stärker die tatsächlichen Werte davon abweichen, desto heterogener ist der Fluss.

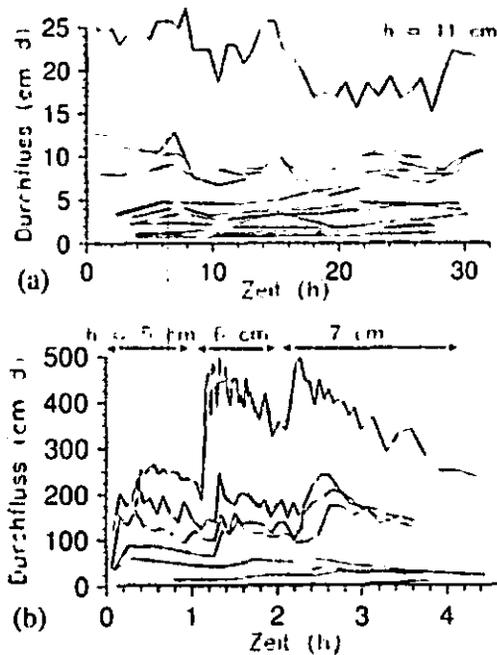


Abb. 3: Lateraler Abfluss je Auffangblech (s. Abb. 1) nach 50 cm Fließstrecke; h: eingestellter Wasserstand. (a) Feld QO, Bleche 1-12 (b) Feld QV, Bleche 1-12

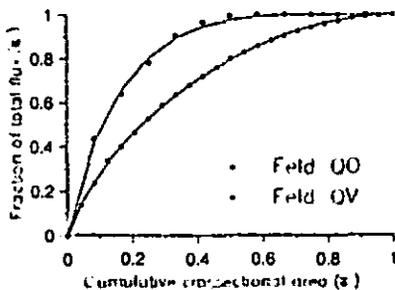


Abb. 4: Kumulativer Anteil des lateralen Flusses als Funktion des Fließquerschnittes. Homogener Fluss ergäbe eine Einheitsgerade.

Die Unterschiede zwischen beiden Feldern sind auf die Bodenstruktur zurückzuführen: Feld QO wies kaum Risse auf, während sich auf dem trockeneren Feld QV ein ausgeprägtes Rissssystem gebildet hatte. Diese Risse wirkten als präferentielle Fließwege.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Infiltrationsergebnisse belegen, dass die Erhaltung einer ungestörten Pflugsohle von großer Bedeutung ist, um den Wasserverlust auf Reisfeldern zu verringern. Auch nach 20 Jahren Reisanbau erfolgte unter Feldbedingungen noch eine weitere Reduktion der Perkulationsrate; der Reifeprozess der Pflugsohle kann also in manuell bzw. mit Büffeln bewirtschafteten Gegenden mehrere Jahrzehnte dauern. Bisherige Labor- und Kurzzeituntersuchungen mit mechanischer Bodenbearbeitung zeigten eine deutlich schnellere Entwicklung an (z.B. LIU et al., 2005).

Lateraler präferentieller Fluss konnte im Oberboden nachgewiesen werden und zeigt damit hohe Wasserverluste bei der Wiederbewässerung an. Auch während des Bewässerungszeitraumes ist präferenzialer Stofftransport hin zu kontinuierlichen Makroporen in der Pflugsohle, z.B. Rissen oder Bioporen, aber auch in Richtung der durchlässigen Dämme möglich und stellt damit eine Gefährdung für das Grundwasser dar.

Diese Ergebnisse stellen die Grundlage für eine Modellentwicklung zur Abbildung der präferentiellen Wasser- und Stoffflüsse in Reisfeldern dar. Der Schwerpunkt wird liegen auf

- (a) Dämmen: Sie regulieren Wasserflüsse zwischen benachbarten Feldern und liefern durch die fehlende Pflugsohle einen großen Beitrag zur Grundwasserneubildung
- (b) Quantifizierung der Wasserflüsse unter überstauten Bedingungen. Verschiedene Landnutzungsszenarien sollen dabei analysiert werden.

Dank

Die Feldarbeit wurde in Zusammenarbeit mit der Ecological Experimental Station of Red Soil und dem Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, durchgeführt. Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (LE 945/8-1).

Literatur

XIAOPING, Z., QIANGSHENG, G. & BIN, S., 2004. Water saving technology for paddy rice irrigation and its popularization in China. *Irrig. and Drain. Syst.*, 18(4): 347-356.
 LIU, C.-W., YU, W.-S., CHEN, W.-T. & CHEN, S.-K., 2005. Laboratory investigation of plough sole reformation in a simulated paddy field. *J. Irrig. and Drain. Engrg.*, 131(5): 466-473.

Benetzungshemmung von Bodenaggregaten in Abhängigkeit von der Verteilung der organischen Substanz

Emilia Jasinska¹, Rainer Horn¹, Paul Hallett²

Einleitung

In strukturierten Böden ist die Verteilung der organischen Substanz sehr heterogen und spielt eine wichtige Rolle bei physikalischen und hydraulischen Prozessen. Auf der einen Seite hat die organische Substanz einen positiven Einfluss auf die Aggregatbildung. Auf der anderen Seite besitzen die Aggregate eine große Kapazität für die Kohlenstoff-Speicherung. Im aggregierten Boden fließt das Bodenwasser tortuos und auch die Bodenorganismen, Wurzeln und Gase bewegen sich vorwiegend zwischen den Aggregaten in den Sekundärporen. Außerdem wurde bestätigt, dass in Bodenaggregaten im Aggregataußenschalebereich der Austausch stärker erfolgt als im Aggregatinneren.

Das Ziel meiner Arbeit war die Überprüfung der folgenden Hypothesen: (i) der organische Kohlenstoff ist in den Bodenaggregaten unterschiedlich verteilt; (ii) die Menge von hydrophoben (CH) und hydrophilen (CO) Gruppen beeinflusst die Benetzungshemmung von Aggregaten; (iii) die Benetzungshemmung von Aggregaten unterscheidet sich mit der Aggregatgröße

Material und Methode

Um die Analyse durchzuführen wurden die Bodenaggregate aus dem Gesamtboden entnommen. Im feuchten Zustand wurden sie zerbrochen danach luftgetrocknet durch unterschiedlich große Siebe gesiebt. Die Aggregate wurden somit in sieben Größenklassen eingeteilt (15-12; 12-8; 8-5; 5-2; 2-1.25; 1.25-0.63; 0.63-0.125mm). Die Aggregate mit dem Durchmesser von 8-5mm wurden mit Hilfe einer „soil erosion chamber“ (SEC) geschält, um die Außenschale von der Zwischenschicht und dem inneren Kern zu trennen.

Die folgenden Methoden wurden für die weiteren Analysen benutzt. Mit Hilfe des Massenspektrometers wurde die Kohlenstoff und

Stickstoffverteilung in den verschiedenen Aggregatschalen bestimmt. Der Anteil der funktionellen Kohlenstoffgruppen: wie Carboxylgruppen (hydrophil) und aliphatische Alkylgruppen -CH (hydrophob) wurde mit dem DRIFT Spektrometer bestimmt [1], [2]. Die Benetzungshemmung wurde mit der Ethanol und Wasser Sorptivitätsmethode an der Aggregatoberfläche bestimmt [3]. Der Vergleich von diesen beiden Flüssigkeitsinfiltrationen ergibt den sg. „Repellency Index R“.

Die analysierten Proben stammen aus dem Versuchfeld Rothalmunster in Bayer (Bodentyp Parabraunerde aus Löss).

Die Proben wurden von unterschiedlich genutzten Felder mit verschiedener Vegetation und Bearbeitungsweise genommen: Mais - konventionelle Bearbeitung, Weizen - konservierende Bearbeitung, und Grassland mit saurer (A) und alkalischer (B) Düngung. Die Proben entstammen drei Tiefen. Die Textur des Boden ist tonig/schluffig. Der pH-Wert im Ackerboden ist sehr schwach sauer während er im Grünland von sehr stark sauer (A) bis zu schwach sauer (B) reicht. Die Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte sind in den Ap- bzw. Ah-Horizonten höher als im Unterboden.

Ergebnisse

Der Gehalt an Kohlenstoff in Aggregaten unterschiedlicher Größe zeigt, dass die kleineren Aggregate höhere Werte haben als die größeren (Abb. 1).

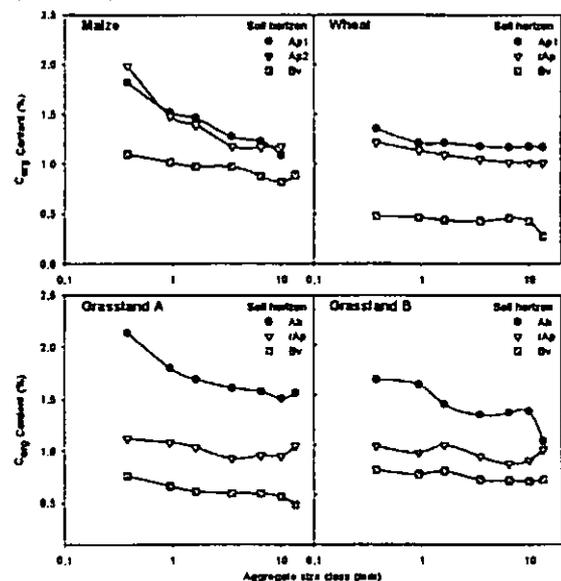


Abb. 1 Kohlenstoffgehalt in Aggregaten unterschiedlicher Größe

Die Verteilung von hydrophoben -CH Gruppen und hydrophilen CO Gruppen in Aggregaten (Abb. 2), zeigt eine höhere Absorptionsintensität der hydrophilen Gruppen im

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde CAU Kiel, Email: e.jasinska@soils.uni-kiel.de

² Scottish Crop Research Institute

Aggregataußenbereich. Die Unterschiede sind für die hydrophoben Gruppen nicht so deutlich.

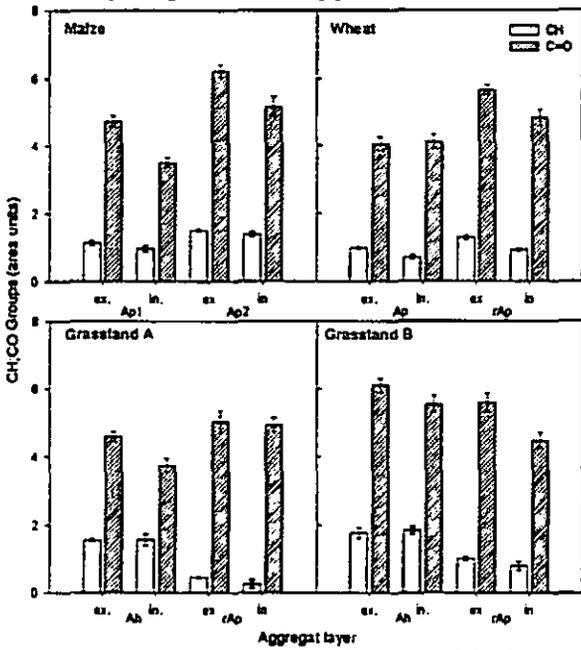


Abb. 2 Die Verteilung von CH und CO Gruppen in Aggregaten

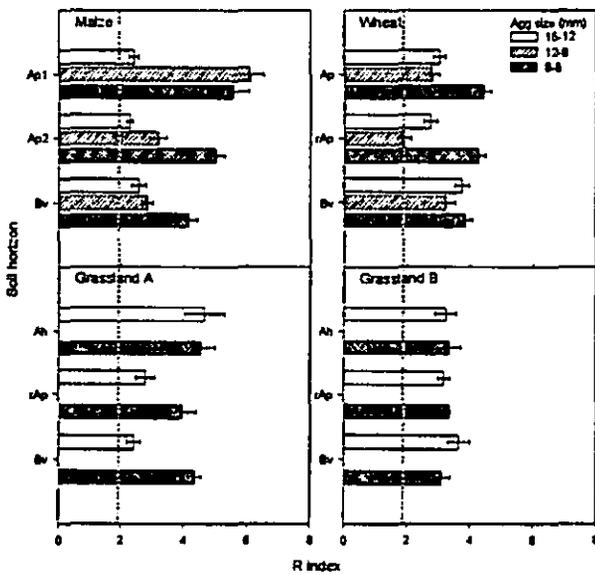


Abb. 3 Die Benetzungshemmung von Bodenaggregaten

Die Benetzungshemmung der analysierten Bodenaggregate bewegt sich im Bereich der „Subcritical Water Repellency“ (Abb. 3). Das bedeutet, dass die Wasseraufnahme durch Hydrophobie zwar reduziert wird, aber die Wasserinfiltration noch stattfindet. Außerdem unterscheidet sich die Benetzungshemmung nicht nur mit der Vegetation und in manchen Fällen auch in Bodenhorizonten, aber vor allem mit der Aggregatgröße. Die höchsten Werte haben die Aggregate der Größe 8-5mm besonderes in Ackerböden.

Die Datenanalyse zeigt, dass mit steigendem Gehalt an org. Substanz auch die Absorptionsintensität an hydrophoben Gruppen in Aggregaten zunimmt (Abb.4), wobei eine

schwache Korrelation gefunden wurde zwischen dem Corg Gehalt und der Benetzungshemmung (Abb.5).

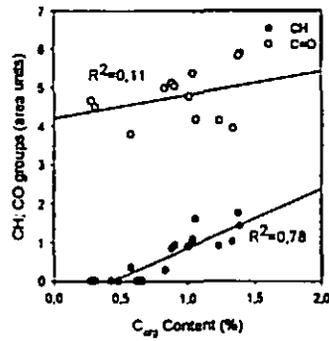


Abb. 4 Korrelation zwischen CH, CO Gruppen und Corg Gehalt in Aggregaten.

Allerdings wurde keine Korrelation zwischen der Benetzungshemmung und der Menge der hydrophoben Gruppen oder der CH/CO Beziehung nachgewiesen.

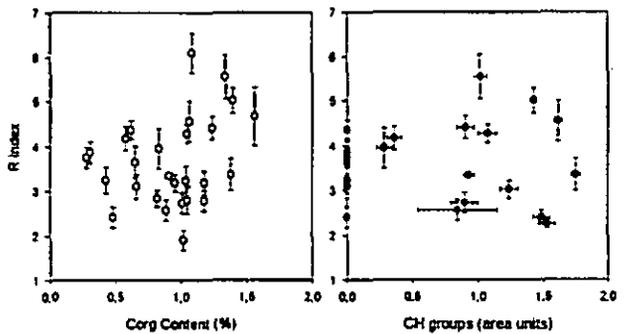


Abb. 5 Korrelation zwischen R Index und Corg Gehalt, bzw. CH Gruppen.

Schlussfolgerung

Der Gehalt an org. Kohlenstoff unterscheidet sich zwischen den Aggregaten als Funktion der Größe, der Art der Bodenbearbeitung und des Bodenhorizontes. Das Material des Aggregataußen zeigt eine höhere Absorptionsintensität für hydrophile Gruppen (C=O Carboxylgruppen) als der Aggregatkern. Eine Korrelation besteht zwischen dem Corg Gehalt und den CH-Gruppen. Wenn der Corg Gehalt sehr niedrig ist sind die CH Gruppen nicht erfassbar. Die Benetzungshemmung ist sowohl von der Art der Bearbeitung als auch vom Vegetationstyp abhängig. Außerdem ist die Benetzungshemmung von kleinen Aggregaten größer als die von großen Aggregaten.

Literatur

- [1]Capriel, P., T. Beck, H. Borchert, J. Gronholz, and G. Zachmann. 1995. Hydrophobicity of the organic matter in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1453-1458.
- [2]Ellerbrock, R.H., and H.H. Gerke. 2004. Characterizing organic matter of soil aggregate coatings and biopores by Fourier transform infrared spectroscopy. *Eur. J. Soil Sci.* 55:219-228.
- [3]Hallett, P.D., and I.M. Young. 1999. Changes to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. *Eur. J. Soil Sci.* 50:35-40.

Lateral Water Flow and Transport of Agrochemicals in Sloped Soils

G. Kahl^{1*}, P. Nutniyom¹,
J. Ingwersen¹, S. Totrakool³, K. Pamsombat²,
P. Thavornmyutikam², T. Streck¹

¹University of Hohenheim, Germany

²Chiang Mai University, Thailand

³EHW CU/CMU, Thailand

Introduction

In recent years, there has been an increasing use of pesticides on agricultural areas in the mountainous regions of Northern Thailand. Caused by changes from traditional shifting cultivation to intensive agricultural systems with permanent cropping, particularly in sloped areas, agrochemicals can be lost from the fields into streams by lateral surface or subsurface flow. Agrochemicals may be transported into the lowlands, where they may contaminate surface waters.

The aim of the present work is to measure and to model water flow and agrochemical transport at a sloped lychee orchard in the mountainous regions of Northern Thailand. Special emphasis has been put on identifying the extent and the mechanisms of lateral surface and subsurface water flow and solute transport phenomena. At a later stage, tracer and pesticide transport will be modeled with *Hydrus 2D* (Simunek et al., 1999) on plot scale and *APEX* (Williams et al., 1998) on field scale.

Research area

The research area (approx. 150 m * 150 m) is located 30 km north-west of Chiang Mai (North Thailand) in the Mae Sa Noi watershed, a sub-catchment of the Mae Sa valley. The dominating rock within this sub-catchment is granite. The vegetation consists of lychee trees, planted in a regular pattern. The area in between is covered

by regularly cutted natural re-growth (herbs and grasses). The field is located at a steep slope (inclination between 0-35°) exposed to the west between 785 m and 822 m a.s.l. (Stahr et al., 2003). A downhill river carries water all the year but discharge strongly fluctuates.

Methods

Two experiments were conducted in the first year of the study. In a plot scale experiment (2 m * 3 m) two ideal tracer salts were applied on slope-parallel stripes in 150 cm (Cl⁻) and 300 cm (Br⁻) distance to a downhill soil profile. At this profile soil water was collected in 4 depths with 6 fiberglass wick samplers per depth. 24 TDR-probes and tensiometer were installed to give highly resolved data on water content and suction in the soil.

In a field scale experiment the carbamate insecticide methomyl was applied to the underground vegetation of the whole orchard (≈ 2 ha). In the downhill river two double-rectangular flumes were installed up- and downstream of the application area, where discharge was measured in high time resolution. Water samples were taken proportional to water flow and analysed for their pesticide content.

The samples were filtrated through 0.45 µm nylon filters. Br⁻ and Cl⁻ concentrations were analysed using ion chromatography. Clean-up and preconcentration of methomyl was done by solid phase extraction (SPE). The pesticides were analysed was achieved by high-performance liquid chromatography (HPLC) coupled with a photodiode array detector (DAD). The detection limit of the IC was 1 mg/l, of the HPLC 0.06 µg/l.

Results

Only 1-2% of the applied salts could be recovered at the trench. 90% of the recovered salt were transported during the first big rain event (Figure 1). This fast transport can only be explained by preferential flow. The main transport was observed in the first and third horizon. Lateral transport distances of more than 150 cm (chloride) occurred place in the upper soil part, while transport distances of more than 300 cm (bromide) was found in the deeper horizons. The difference may be due to different pore systems and connectivities in different depths.

*corresponding author: Gunnar Kahl, Institute of Soil Science and Land Evaluation, University of Hohenheim (310), D-70599 Stuttgart
Phone: +49-711-4594066
Email: gkahl@uni-hohenheim.de

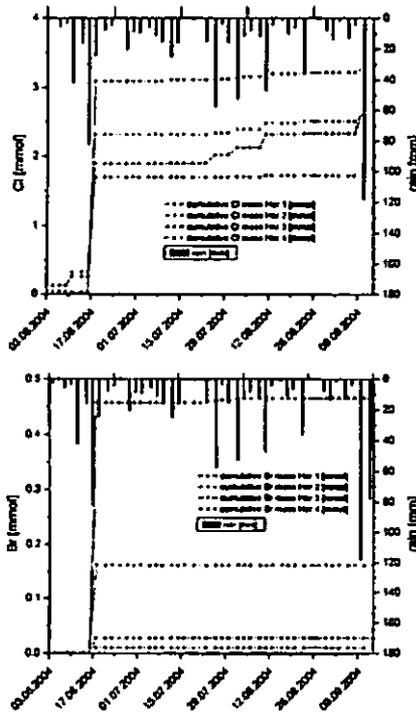


Figure 1: Leached chloride (top) and bromide (bottom) collected in different horizons.

Pesticide transport with surface runoff on field scale (Figure 2) could be observed during the first two major rain events after application, when the pesticide reached the flume before the discharge peak. Interflow, which can be recognized as increased concentration on the decreasing parts of the discharge curve, occurred after almost each rain event for one month. Usually around 10 mm rain was needed to initiate interflow. But after the very wet period in the middle of September even small rain events of 1 mm were sufficient. In total about 10% of the applied pesticide was recovered. In this year's experiment, already 15 % have been recovered during the 2 month measurement period (data not shown).

Discussion

Our results show that lateral transport is an important path for pesticides from soil to the stream.

Shortly after application, lateral transport is mainly due to surface runoff. Subsequently, pesticide transport is dominated by lateral subsurface flow, which strongly depends on the antecedent soil wetness. The observation of relatively short pesticide peaks without tailing suggests that the subsurface flow takes place

almost exclusively along preferential flow paths. Pesticide leaching on field scale is 5-30 times higher than found in experiments on weakly (Gaynor, 2001) or moderately sloped (Leu, 2004) soils.

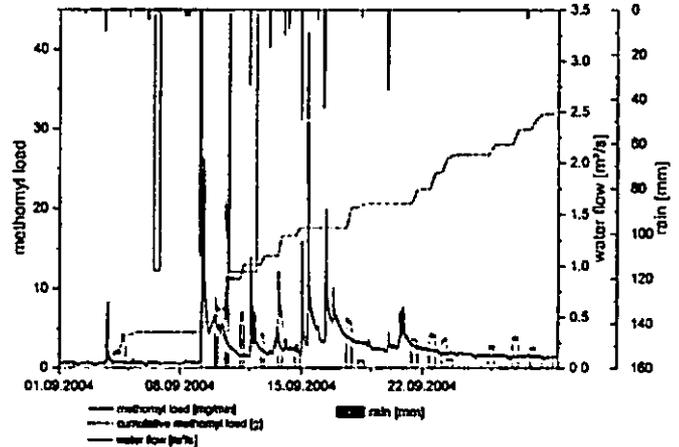


Figure 2: Discharge and methomyl load in September 2004. The framed areas indicate periods of sampling failure.

Literature

Leu, C. M., 2004, Sources, processes and factors determining the losses of atrazine, dimethenamid and metolachlor to surface waters: A simultaneous assessment in six agricultural catchments. Diss., Eidgenössische Technische Hochschule ETH Zürich, Nr. 15156; <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=diss&nr=15156>.

Gaynor, J.D., Tan, C.S., Drury, C.F., Ng, H.Y.F., Welacky, T.W., and van Wesenbeck, I.J., 2001, Tillage, Intercrop, and Controlled Drainage- Subirrigation Influence Atrazine, Metribuzin, and Metolachlor Loss, *Journal of Environmental Quality* 30:561-572.

Simunek, J., Huang, K., Sejna, M., and van Genuchten, M.T., 1999, User's manual for Hydrus-2d. U.S. Salinity Laboratory (USDA/ARS), Riverside, USA.

Stahr, K., Koeller, K., Spohrer, K., Herrmann, L., Spreer, W., and Klodpeng, T., 2003, Water, energy and nutrient efficient production of fruit trees on hillsides of Northern Thailand, In: Report of Results, Sonderforschungsbereich 564 - Research for Sustainable Land Use and Rural Development in Mountainous Regions of Southeast Asia, University of Hohenheim, Stuttgart, Germany.

Williams, J.R., Arnold, J.G., Srinivasan, R. and Ramanarayanan, T.S., 1998, APEX: A New Tool for Predicting the Effects of Climate and CO₂ changes on Erosion and water quality. NATO ASI Series, 1(55)441-449.

Acknowledgements

This study is financially supported by the Deutsche Forschungsgemeinschaft, Germany.

Entwicklung und Optimierung eines Teststandes zur Ermittlung des Einflussbereiches einer Saugkerze mittels ERT und bodenphysikalischer Messmethoden

K.Kasteel¹, Beate Bous², L. Weihermüller^{1*},
A. Verweerd¹ & H. Vereecken¹

1. Einleitung

Zur Erfassung des Sickerwassers in Böden stehen heute unterschiedliche in-situ Beprobungstechniken zur Verfügung. Neben Saugplatten, frei drainierenden Pfannenlysimetern und Dochtsammlern werden hierzu vielfach Saugkerzen eingesetzt. Zur Interpretation der mittels Saugkerzen gewonnenen Substanzen ist die Herkunft der Bodenlösung wichtig und der Einflussbereich der Saugkerze auf die natürliche Bodenwasserbewegung ein wesentlicher Untersuchungsaspekt. Eine umfassende Arbeit zum Systemverständnis liegt durch numerische Simulationen vor (Weihermüller, 2005 & Weihermüller et al., 2005), die jedoch nicht in Laborversuchen verifiziert wurden.

Mit der vorgestellten Arbeit wird der Versuch unternommen das komplexe System Saugkerze / Bodenwasser in einem Laborteststand zu analysieren. Dafür wurde ein System entwickelt, in dem konstante obere und untere Randbedingungen eingestellt werden können. Die Wasserbewegung wurde anhand eines Bromidtracers über Durchbruchskurven und über Electrical Resistivity Tomography (ERT) Messungen nachvollzogen. Zur Ermittlung des Saugkerzeinflussbereiches wurden Tensiometer radial um die Saugkerze eingebaut. TDR-Sonden dienen der Kontrolle der stationären Bedingungen.

2. Material und Methoden

Der Teststand besteht aus einer Plexiglas konstruktion mit einer Kantenlänge von 87.5 cm (Abb. 1). In den Teststand wurde eine Bodenfüllung von 83 cm eingebracht, die sich aus 78 cm Sand (Quarzschluff Millisil W3) und einer 5 cm mächtigen Kiesschicht (zur Verminderung der Aufprallenergie bei der Tröpfchenberegnung) zusammensetzt. Der untere Rand des Teststandes wird aus 9 separaten keramischen Platten gebildet, die durch eine Vakuumsteuerung mit einem definierten Unterdruck belegt werden können, um Stauwasser zu vermeiden und kontrollierte untere Randbedingungen zu gewährleisten. Zentral in den Bodenkörper wurde eine Saugkerze positioniert, die

in einem 2D Schnitt von Tensiometern umgeben ist. Der Einbau der Tensiometer erfolgte in 3 vertikalen Ebenen, um den Saugkerzeinflussbereich sowohl horizontal als auch vertikal zu detektieren. 21 TDR-Sonden wurden in drei vertikalen Sektionen installiert, um den Wassergehalt im Bodenkörper zu kontrollieren. 96 ERT-Elektroden wurden in 3 horizontalen Ringen positioniert. Zusätzlich kann die Temperatur über Pt100 Sensoren aufgezeichnet werden. Den oberen Rand stellte eine Tröpfchenberegnung mit 900 Injektionsnadeln dar. Zur Bestimmung der Lagerungsdichte des Bodens und der Bewässerungsrate wurde der komplette Teststand auf einer Waage aufgebaut. Zur Bestimmung des Wasserflusses mittels TDR, ERT und Durchbruchskurven und zur Berechnung des SCSA wurde ein Bromidtracer appliziert

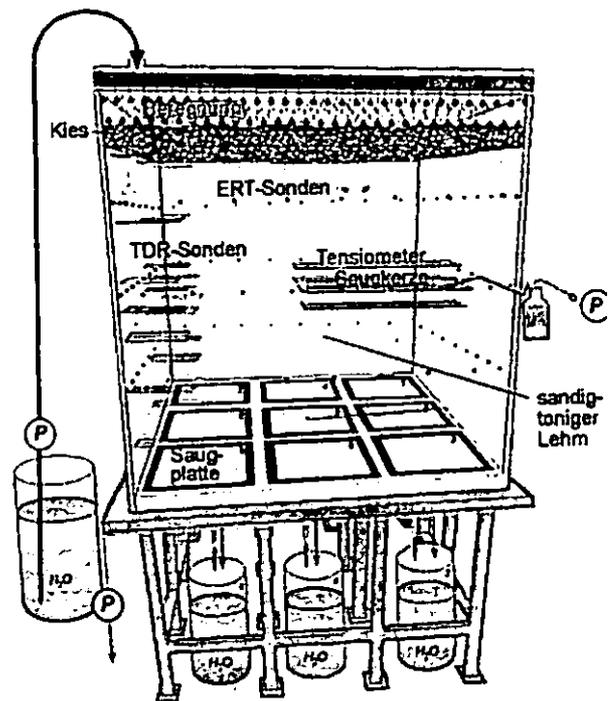


Abb. 1: Schematische Darstellung des Teststandes mit TDR-Sonden, ERT-Elektroden und Tensiometern.

3. Ergebnisse

In einem ersten Vorversuch wurde bei einer konstanten Flussrate von 3.3 l h⁻¹ der Bromiddurchbruch in der Saugkerze (angelegte Saugspannung 88 cm) und am unteren Rand (angelegte Saugspannung 57 cm) zeitlich hoch aufgelöst. Die gesamte Versuchsdauer betrug 8 Tage und 6 Stunden. Während des Versuches wurden die Tensiometer-, ERT- und TDR-Werte kontinuierlich aufgenommen, sowie die Saugkerze und der untere Rand in festgelegten Zeitintervallen beprobt. Auf Grund von Schwankungen in den angelegten Saugspannungen nach den Probenahmen, bzw. durch unkonstante Beregnungsraten wurde während der gesamten Versuchsdurchführung Variabilitäten im Bodenwassergehalt ermittelt (Abb. 2).

¹ Forschungszentrum Jülich GmbH; Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG) Teilinstanz IV: Agrosphäre 52425 Jülich
* e-mail: l.weihermueller@fz-juelich.de

² Beate Bous, Technical University of Berlin
Institute for Ecology, Dept. of Soil Science

Dennoch zeigen die Ergebnisse einen deutlichen Einfluss der Saugkerze auf das umgebende Matrixpotenzial (Abb. 3).

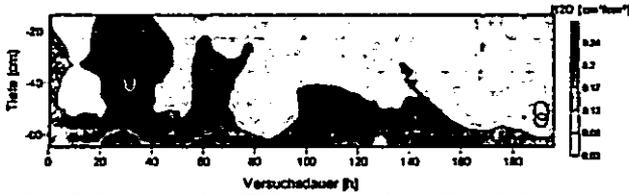


Abb. 2: Bodenwassergehalt (TDR-Messungen) in Abhängigkeit von der Versuchsdauer.

Deutlich ist eine Zunahme des Matrixpotenzials hin zur Peripherie zu erkennen. Die hohen Matrixpotenziale direkt unterhalb der Saugkerze stehen

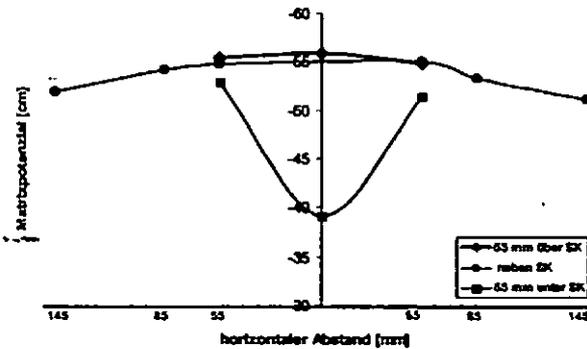


Abb. 3: Mittlere Tensiometerwerte [cm] in Abhängigkeit von der Entfernung zur Saugkerze.

jedoch in Gegensatz zu den numerischen Befunden von Weihermüller (2005) und Weihermüller et al. (2005). Als Erklärung dieses Effektes können jedoch der Einfluss des unteren Randes bzw. eine heterogene Bodenstruktur angenommen werden.

Aus der Bromidwiderfindung in der Saugkerze (14,2 %) konnte eine Beprobungsfläche (SCSA) von 0,094 m² berechnet werden.

4. Schlussfolgerung

Nach einem ersten Vorversuch in dem entwickeltem Teststand konnte gezeigt werden, dass der Versuchsaufbau generell geeignet ist, den Saugkerzeneinflussbereich in einem 2D Schnitt tensiometrisch zu erfassen. Aus den Durchbruchkurven und der Massenwiderfindung konnten ebenfalls Rückschlüsse auf die Beprobungsfläche gezogen werden. Auf Grund der Schwankungen im Bodenwassergehalt über die Versuchsdauer (Abb. 2) ist eine Auswertung der ERT Daten jedoch nur bedingt sinnvoll, da sich sowohl Änderungen in den Wassergehalten als auch in der Ionenkonzentration nicht voneinander trennen lassen. Des Weiteren konnte gezeigt werden, dass die keramischen Platten am unteren Rand signifikante Unterschiede in ihren Sammelvolumen aufwiesen, was mit temporären Saugspannungsschwankungen und/oder einer heterogenen Bodenbefüllung zu begründen ist. Vergleiche der gewonnenen Ergebnisse mit numerischen Simulationen sind bis dato nicht

vorliegend, da eine Bestimmung der hydraulischen Bodeneigenschaften noch aussteht. Jedoch konnten

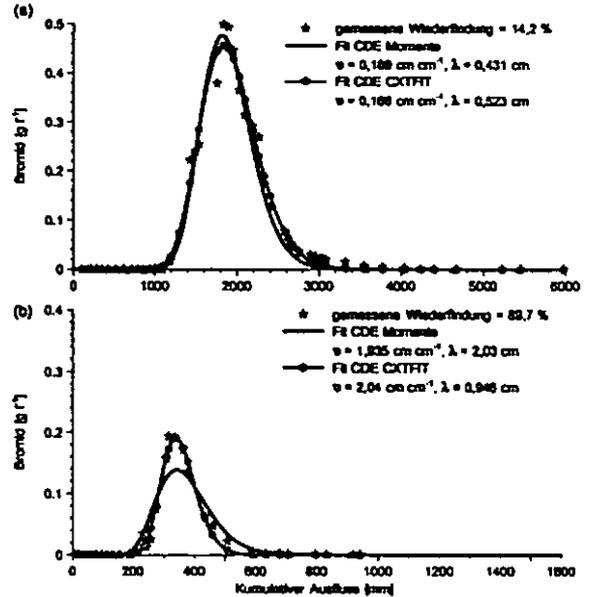


Abb. 4: Bromiddurchbruch in der (a) Saugkerze und (b) unteren Rand.

auf Grund der erlangten Daten und Erfahrungen wesentliche Optimierungsansätze verfolgt werden.

(i) Implementierung einer elektronischen Unterdrucksteuerung mit automatischer Datenerfassung am unteren Rand und in der Saugkerze, um Schwankungen in der angelegten Saugspannung zu vermeiden. (ii) Durchführung eines Muti Step Outflow (MSO) Experimentes am Teststand zur Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften des Substrates. (iii) Modellierung des Saugkerzeneinflussbereiches und der Beprobungsfläche und Vergleich mit experimentell erlangten Daten zur Validierung der Ergebnisse von Weihermüller (2005) und Weihermüller et al. (2005).

5. Literatur

Bous, B. (2004): Entwicklung und Optimierung eines Teststandes zur Ermittlung des Einflussbereiches einer Saugkerze mittels Electrical Resistance Tomography (ERT) und bodenphysikalischen Messmethoden, Diplomarbeit an der Westfälischen Wilhelms-Universität in Münster: 1 – 62

Weihermüller, L. (2005): Comparison of different soil water extraction systems for the prognoses of solute transport at the field scale using numerical simulations, field and lysimeter experiments, Dissertation an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms- Universität zu Bonn: 1-147

Weihermüller L., R. Kasteel, J. Vanderborght & H. Vereecken (2005): Spatial Impact of Soil Water Extraction with a Suction Cup - Results of Numerical Simulations; Vadose Zone Journal; In Druck

Einfluss der Gasphase auf die Bestimmung bodenhydrologischer Parameter

Andrea Kern und Bernd Huwe*

Einleitung

In ausreichend trockenem Boden hat Luft aufgrund ihrer hohen Mobilität vernachlässigbaren Einfluss auf den Wasserfluss, und wird deshalb in der Richardsgleichung nicht berücksichtigt. Dies gilt jedoch nicht bei Wassergehalten nahe Sättigung. Wir untersuchten anhand von Simulationsrechnungen mit Mehrphasen- und Einphasen-Modellen die Auswirkung von Luft auf die Ausflusskurven von Multistep-Outflow-Versuchen sowie Konsequenzen für die Parameterbestimmung, wenn der Einfluss der Gasphase bei der inversen Simulation nicht berücksichtigt wird.

Methode

Im ersten Schritt wurde ein Zwei-Phasen-Modell (vergleichbar mit Celia und Binning, 1992) zur Simulation von Ausflusskurven aus Bodensäulen (Volumen 1 Liter, Durchmesser 9,4 cm) verwendet.

Im zweiten Schritt wurden diese Ausflusskurven als experimentelle Daten eingesetzt, und mit Hilfe des Modells ESHPI (Zurmühl und Durner, 1998) Parametersätze für die Retentionskurve und die Wasserleitfähigkeitsfunktion bestimmt (Annahme: Richardsgleichung ist geeignet zum Beschreiben des Multistep-Outflow-Experiments).

Als Eingangsdatensatz wurde der Rosetta-Schätzwert für einen sandigen Schluff (30% Sand, 65% Schluff, 5% Ton) verwendet, der folgende Werte für die Van Genuchten-Mualem-Parametrisierung liefert: $\alpha = 0.0048 \text{ cm}^{-1}$, $n = 1.708$, $\theta_{ws} = 0.446$, $\theta_{wr} = 0.0399$, $K_{wmax} = 78.1 \text{ cm d}^{-1}$.

Die Luftleitfähigkeitsfunktion wurde ebenfalls nach dem Mualem-Modell aus der Retentionskurve abgeleitet:

$$K_a(\theta_w) = K_{a,max} \cdot (S^*)^\gamma \cdot \left[1 - (1 - S^*)^{1/m} \right]^2$$

$$\text{mit } S^* = \begin{cases} \frac{\theta_e - \theta_w}{\theta_e - \theta_{wr}} & \text{für } \theta_{wr} \leq \theta_w \leq \theta_e \\ 0 & \text{für } \theta_w > \theta_e \end{cases}$$

Dabei ist $m = 1 - 1/n$ und θ_e ein Schwellenwert ($\theta_e \leq \theta_{ws}$) für die Mobilität der Luftphase, der sogenannte *emergence point* (vgl. Fischer et al., 1996); γ wurde in allen Simulationen auf 0.3 gesetzt.

Folgende Varianten in der Parametrisierung der Luftleitfähigkeitsfunktion wurden verwendet:

- Das Verhältnis der maximalen Leitfähigkeiten für Wasser und Luft wurde entweder entsprechend dem Verhältnis der Viskositäten gewählt (Var 1, 1a, 3, 4) oder gleich 1 gesetzt (Var 2).
- Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde um 2 Größenordnungen verringert, im Verhältnis dazu auch die max. Luftleitfähigkeit (Var 1a).
- Der Schwellenwert für die Mobilität der Luftphase wurde auf Werte kleiner θ_{ws} gesetzt (Var 3, Var 4).

Alle Varianten sind im Überblick in Tabelle 1 zusammengefasst.

Auswirkungen auf die Ausflusskurve

Die mittels 2 Phasen-Modell simulierten Ausflusskurven sind in Abbildung 1 dargestellt.

Bei hoher Wasserleitfähigkeit und hoher Luftleitfähigkeit (Var 1) ist praktisch kein Unterschied zur Richardsgleichung festzustellen. Geringe Luftleitfähigkeit führt dagegen zu deutlich verlangsamter Gleichgewichtseinstellung (Var 2), siehe obere Abbildung.

Ist jedoch die Wasserleitfähigkeit reduziert, hat auch eine verhältnismäßig hohe Luftleitfähigkeit deutlichen Effekt auf die Ausflusskurve (Var 1a), siehe Mitte der Abbildung.

Die Immobilisierung der Luftphase nahe Sättigung führt zu geringeren Ausflussvolumina zu Beginn der Ausflusskurve (Var 3, Var 4), siehe untere Abbildung.

Parameterbestimmung durch inverse Simulation

Der Fit der inversen Simulation stimmt gut mit den Ausflusskurven von Var 1a und Var 2 überein (Kurven mit verlangsamter Gleichgewichtseinstellung), für Var 3 gibt es große Abweichungen.

Die gefundenen Retentionskurven weichen vor allem im trockenen Bereich deutlich von der ursprünglich vorgegebenen Retentionskurve ab. Der angepasste Residualwassergehalt ist deutlich zu hoch (vgl. Abbildung 2).

Die gefitteten Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeiten sind häufig um Größenordnungen zu niedrig (vgl. Abbildung 3).

Wird der Versuch bis in den trockenen Bereich (bis 500 cm) durchgeführt, erhält man eine deutlich bessere Anpassung (Abbildungen 2 und 3).

Tabelle 1: Parameter der Luftleitfähigkeitsfunktionen für die untersuchten Varianten.

	$K_{a,max}/K_{w,max}$	$K_{w,max}$	θ_e
Var 1	55	78.1	θ_{ws}
Var 1a	55	0.78	θ_{ws}
Var 2	1	78.1	θ_{ws}
Var 3	55	78.1	$\theta_{ws}-0.005$
Var 4	55	78.1	$\theta_{ws}-0.01$

*Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, 95440 Bayreuth

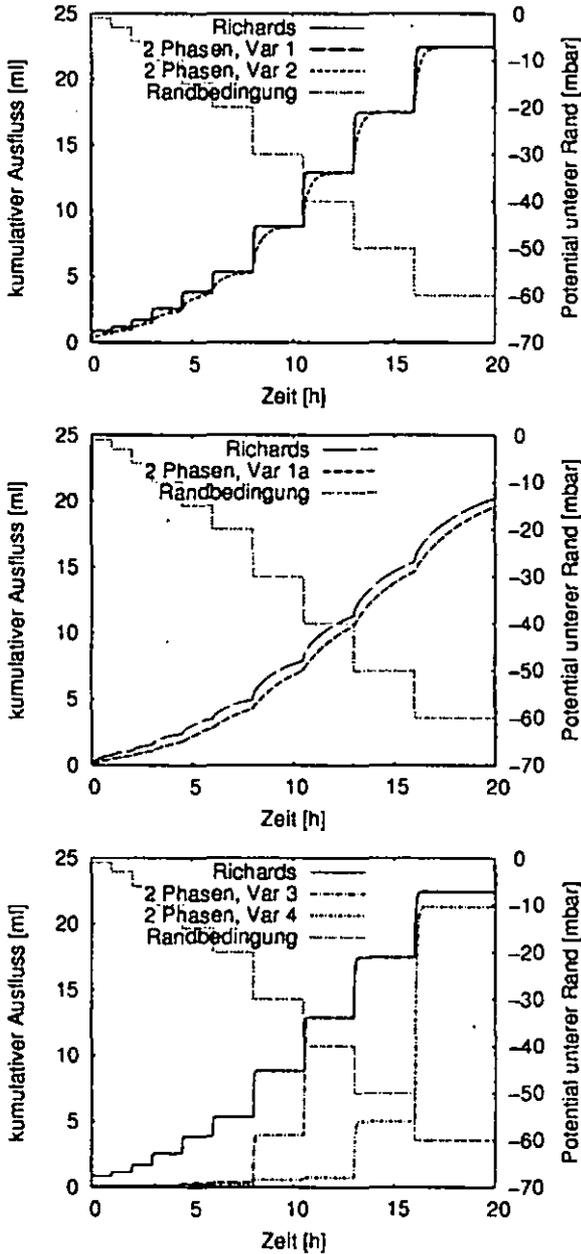


Abbildung 1: Simulierte Ausflusskurven des Multistep-Outflow-Experiments. Oben: verringerter Maximalwert; Mitte: reduzierte Wasser- und Luftleitfähigkeit; Unten: Einfluss des emergence points.

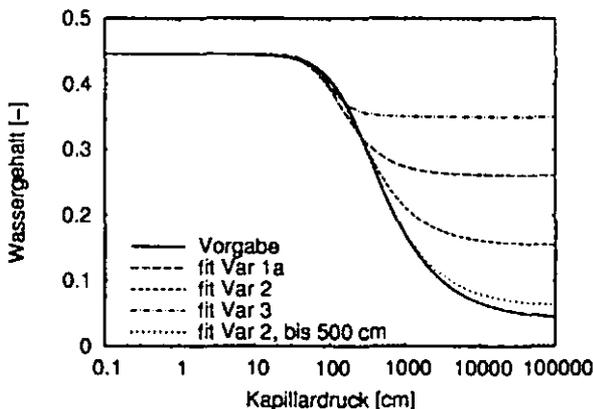


Abbildung 2: Durch inverse Simulation mit der Richardsgleichung ermittelte Retentionskurven.

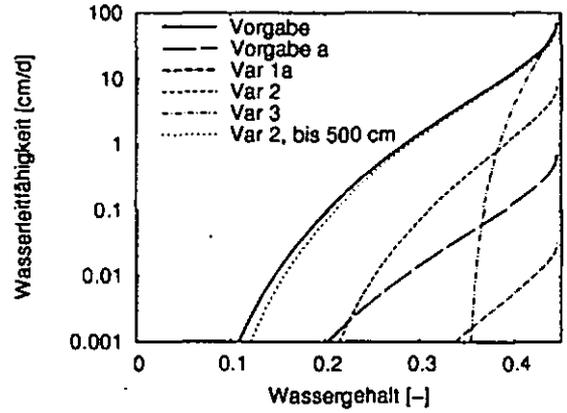


Abbildung 3: Durch inverse Simulation mit der Richardsgleichung ermittelte Leitfähigkeitsfunktionen.

Schlussfolgerungen

Die Gasphase beeinflusst das Ergebnis von Multistep-Outflow-Ergebnissen, sobald ihre Mobilität eingeschränkt wird (verringerte Leitfähigkeit durch Verdichten oder Zerstörung der Makrostruktur oder Diskontinuität der Gasphase).

Der Einfluss der Gasphase zeigt sich in einer verlangsamt Gleichgewichtseinstellung und/oder verringerten Ausflussvolumina bei Wassergehalten nahe Sättigung.

Werden so veränderte Ausflusskurven zur Parameterbestimmung verwendet, ohne den Einfluss der Gasphase zu berücksichtigen, erhält man eine fehlangepasste Parametrisierung des Wassertransports. Häufig wurden sehr hohe Residual-Wassergehalte sowie zu geringe Maximal-Wasserleitfähigkeiten beobachtet. Die angepassten Kurven weichen vor allem im trockenen Bereich von den tatsächlichen Werten ab.

Eine mögliche Lösung des Problems besteht in der Ausweitung des Multistep-Outflow-Experiments in den trockeneren Bereich hinein. So verliert der luftbeeinflusste Bereich der Ausflusskurve an Gewicht, und die Parametrisierung wird deutlich besser - allerdings zum Preis längerer Versuchsdauer.

Referenzen

Celia, M. A. und P. Binning, 1992: A mass conservative numerical solution for two-phase flow in porous media with application to unsaturated flow. *Water Resour. Res.* 28(10): 2819-2828.

Fischer, U., R. Schulin, M. Keller und F. Stauffer, 1996: Experimental and numerical investigation of soil vapor extraction. *Water Resour. Res.* 32(12): 96WR02668.

Zurmühl, T. und W. Durner, 1998: Determination of parameters for bimodal hydraulic functions by inverse modeling. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 62: 874-880.

Lässt sich präferenzielle Wasserströmung invers mit einem Dual-Permeabilitätsmodell simulieren?

J. Maximilian Köhne¹, Jirka Simunek², und Binayak P. Mohanty³

Einleitung.

Parameter von Dual-Permeabilitätsmodellen (DPM) zur Beschreibung des präferenziellen Wasserflusses sind bislang nur eingeschränkt unabhängig bestimmbar. Die inverse Schätzung von DPM Parametern gewinnt daher an Interesse. In diesem Beitrag wird folgenden Fragen nachgegangen: (1) Können hydraulische Parameter von DPM anhand von Messungen der Bodenwasserströmung invers identifiziert werden? (2) Welchen Konsequenzen ergeben sich für die die Stofftransportsimulation?

Experimenteller Versuchsaufbau.

(1) Die Anlage bestand aus einer Bodensäule (24.4 cm Durchmesser, 80 cm hoch) mit separaten Auslässen für die lehmige Bodenmatrix und einem mit Sand befüllten präferenziellen zylindrischen Fließweg. Vor der Infiltration wies die Bodensäule ein hydrostatisches Profil zwischen -150 cm oben und -70 cm unten auf. Die Infiltration erfolgte bei atmosphärischem („Null“) Druck mit einem Tensionsinfiltrimeter. Am unteren Rand erfolgte freies Abtropfen. (2) Die hydraulischen Parameter für Bodenmatrix und präferenziellem Fließweg (PF) wurden anhand von Infiltrationsexperimenten mit separaten Bodensäulen (40 cm Höhe, 20 cm Durchmesser) für Lehm (Matrix) und - in diesem Beispiel - für Mittelsand (PF) ermittelt. bei gleichen Anfangs- und Randbedingungen durchgeführt. Der Wassertransferkoeffizient erster Ordnung wird aus der PF-Matrix berechnet (Köhne und Mohanty 2004, Köhne et al. 2005).

Modellsimulationen - (A) Labordaten.

Im Ansatz „inverse lumped“ wurden die van Genuchten Parameter in Matrix und präferenziellem Fließweg anhand von gesamtbodenbezogenen Messdaten von Infiltration und Abfluss gefittet.

Im Ansatz „inverse local“ wurden zusätzlich getrennte Abflüsse aus Matrix und PF verwendet. Im „forward“ Ansatz wurden die unabhängig an separaten Säulen ermittelten Parameter zur Prognose verwendet.

(B) Felddaten. Die drei Tracerexperimente auf dem 0.5 ha umfassenden Versuchsfeld (Lennartz et al., 1999) wurden simuliert. Im „sequential“ Ansatz wurden erst die gemessenen Dränabflüsse für die inverse Identifikation der hydraulischen DPM Parameter verwendet, gefolgt von der Schätzung des Stofftransferkoeffizienten anhand der Bromidkonzentrationen im Abfluss. Im „simultaneous“ Ansatz wurden hydraulische und Stofftransfer Parameter gemeinsam anhand der Dränabflüsse und der Bromidkonzentration geschätzt.

Ergebnisse – Labor. Nach etwa einer Stunde Infiltration (Abb. 1a) begann der Abfluss (Abb. 1b) zeitgleich aus Lehmmatrix (Abb. 1c) und mit Mittelsand gefülltem Präferentiellen Fließweg (Abb. 1d), welcher 1% des Bodens einnahm.

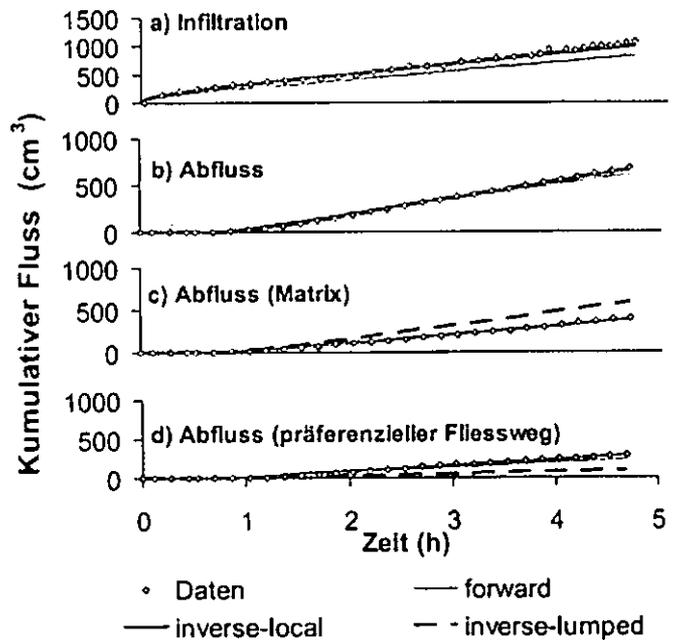


Abb. 1: Wasserfluss in der Bodensäule und Modellsimulationen

¹ Universität Rostock, Institut für Landnutzung, Justus-von-Liebig Weg 6, 18259 Rostock, max.koehne@uni-rostock.de

² Texas A&M University, Department of Biological and Agricultural Engineering, College Station, USA

³ University of California Riverside, Dept. Environmental Sciences, USA

Der inverse-lumped Ansatz ermöglichte eine gute Anpassung der Infiltration und Abfluss für Gesamtboden, jedoch nicht für Matrix und PF (Abb. 1). Die Vorhersage mit dem forward Ansatz ergab eine gute Approximation regionenspezifischer Abflussdaten. Der inverse-local Ansatz erzielte die beste Anpassung von Infiltration und Abfluss für Gesamtboden, Matrix und PF, und die gefitteten hydraulischen Funktionen waren eher mit denen des forward Ansatzes zu vergleichen als die Funktionen des inverse-lumped Verfahrens.

Ergebnisse – Feld.

Niederschläge und Dränabflüsse am Standort Bokhorst über 3 Jahre (Lennartz et al., 1999) und Modellsimulationen sind in Abbildung 2 gezeigt.

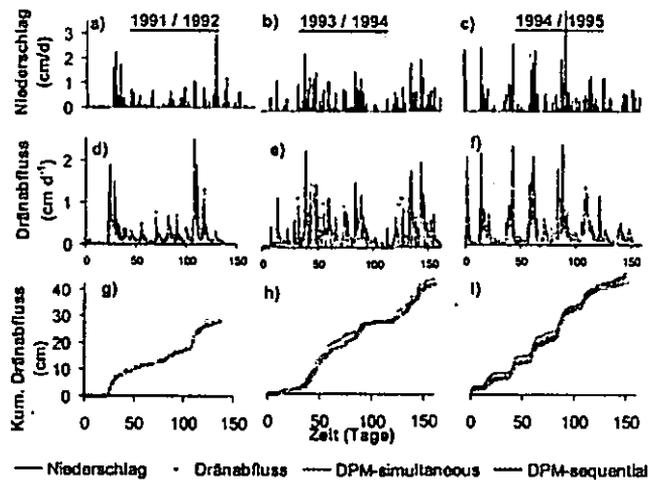


Abb. 2: Niederschläge, Dränabflussraten und kumulative Dränabflüsse in Bokhorst.

Die Dränabflüsse wurden mit dem sequenziellen und simultanen Invers-Schema etwa gleich gut approximiert (Abb. 2). Dagegen wurden die Bromidkonzentration im Dränwasser nur vom simultanen, nicht vom sequenziellen Ansatz nachvollzogen (Abb. 3). Die Dispersivität in Matrix und PF wurde hierbei nicht gefittet, sondern auf den in Bodensäulen ermittelten Wert von 0.5 cm gesetzt. Die inverse Schätzung der Dispersivität der präferentiellen Fließwege mit Werten zwischen 14 cm und 100 cm, je nach Jahr und simultanen oder sequenziellem Ansatz, verbesserte die Modellanpassung, wobei der simultane Ansatz wiederum besser war (Abb. 4).

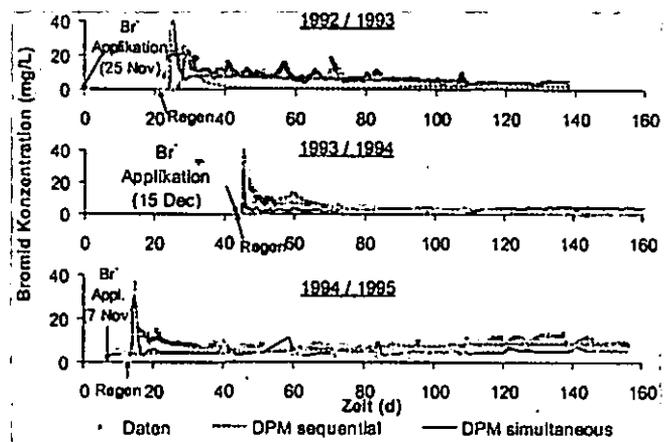


Abb. 3: Bromid im Dränabfluß und Simulation

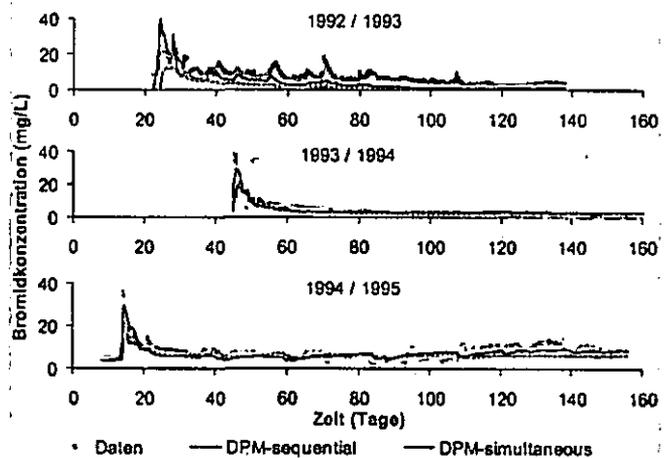


Abb. 4: Bromid im Dränabfluß und Simulation

Schlussfolgerungen

Hydraulische DPM Parameter können aus Wasserflussmessungen nicht invers identifiziert werden und führen daher zur ungenauen Simulation präferenziellen Stofftransports. Simultane inverse Schätzung von hydraulischen und Stofftransportparametern aus Dränabflussmessungen und Stoffkonzentrationen verbessert Simulationen des präferenziellen Transports.

Literatur

Köhne, J. M., B.P. Mohanty, and J. Simunek (2005). Inverse Dual-Permeability Modeling of Preferential Water Flow in a Soil Column and Implications for Field-Scale Solute Transport, *Vadose Zone Journal*, accepted.

Köhne, J.M., and B.P. Mohanty (2005). Water Flow Processes in a Soil Column with a Cylindrical Macropore: Experiment and Hierarchical Modeling, *Water Resour. Res.*, Vol. 41, W03010, doi:10.1029/2004WR003303.

Lennartz, B., J. Michaelsen, W. Wichtmann, and P. Widmoser, 1999. Time variance analysis of preferential solute movement at a tile-drained field site, *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63, 39-47.

Numerische Simulation von simultaner Nitrifikation und Denitrifikation am Beispiel eines gedränten Grünlandstandortes. - Erste Ergebnisse -

Sigrid Köhne¹, Bernd Lennartz¹, J. Maximilian Köhne¹, Jiri Šimůnek²

Einführung

Nitrifikation und Denitrifikation beeinflussen die Konzentration von Nitrat (NO₃) im Bodenwasser maßgeblich. Beide Prozesse sind biologische Umsetzungen, die im wesentlichen durch Wasser- und Luftgehalt, Temperatur und pH-Wert des Bodens gesteuert werden. Obwohl Nitrifikation grundsätzlich aerober und Denitrifikation anaerober Bedingungen bedarf, gibt es Hinweise auf ein gleichzeitiges Ablaufen beider Prozesse auf kleiner räumlicher Skala. Als Ursachen für benachbarte aerobe und anaerobe Bedingungen im Boden werden einerseits Bereiche mit erhöhter Respiration angeführt, z.B. führen lokal hohe organische Substanzgehalte und deren Umsetzung zu lokal anaeroben Bedingungen (Nielsen et al. 1996). Andererseits können lokal höhere Wassergehalte in Bodenverdichtungen oder feinporigen Aggregaten höhere Wassergehalte und somit anaerobe Bedingungen hervorrufen (Zanner & Bloom 1995).

¹ Universität Rostock, Institut für Landnutzung, Justus-von-Liebig Weg 6, 18259 Rostock, sigrid.koehne@uni-rostock.de

² University of California Riverside, Dept. Environmental Sciences, USA

Auf dem Versuchsstandort Infeld der Landwirtschaftskammer Weser Ems (gedränte knickige Brackmarsch, Grünland) wurden langjährig u.a. die Stickstoffausträge aus Dränen beobachtet. Zur Prozessanalyse wurden in Infeld in der Dränabflusssaison 1999/2000 Bromidtracerversuche auf 3 Parzellen durchgeführt. Die Durchbruchkurven waren durch rasches Auftreten von Bromid im Abfluss und eine Plateau-artige Form, ohne auffällige Peaks gekennzeichnet. Eine numerischen Modellanalyse ergab, dass die Bromid-Durchbruchkurven durch das dräninduzierte 2-dimensionale (2D) Fließfeld und durch konvektiven und diffusiven Massentransfer zwischen mobilen und immobilen Bodenwasserregionen maßgeblich beeinflusst wurden (Köhne et al. 2005).

Trotz intensiver Stickstoffdüngung (bis zu 340 kgN/ha×a) sind die im Infelder Dränwasser gemessenen NO₃-N Konzentrationen (>10 ppm) vergleichsweise niedrig. In einer Studie zur N-Bilanz des Standorts Infeld schlossen Spatz et al. (1992) allerdings, dass N-Verluste durch Denitrifikation bis zu 80 kg/ha×a ausmachen können.

Ziel der Studie ist es, den Einfluss immobilen Wassers auf die Nitrifikation und Denitrifikation in variabel gesättigten Boden an Hand numerischer Simulationen zu untersuchen.

Modellkonzept

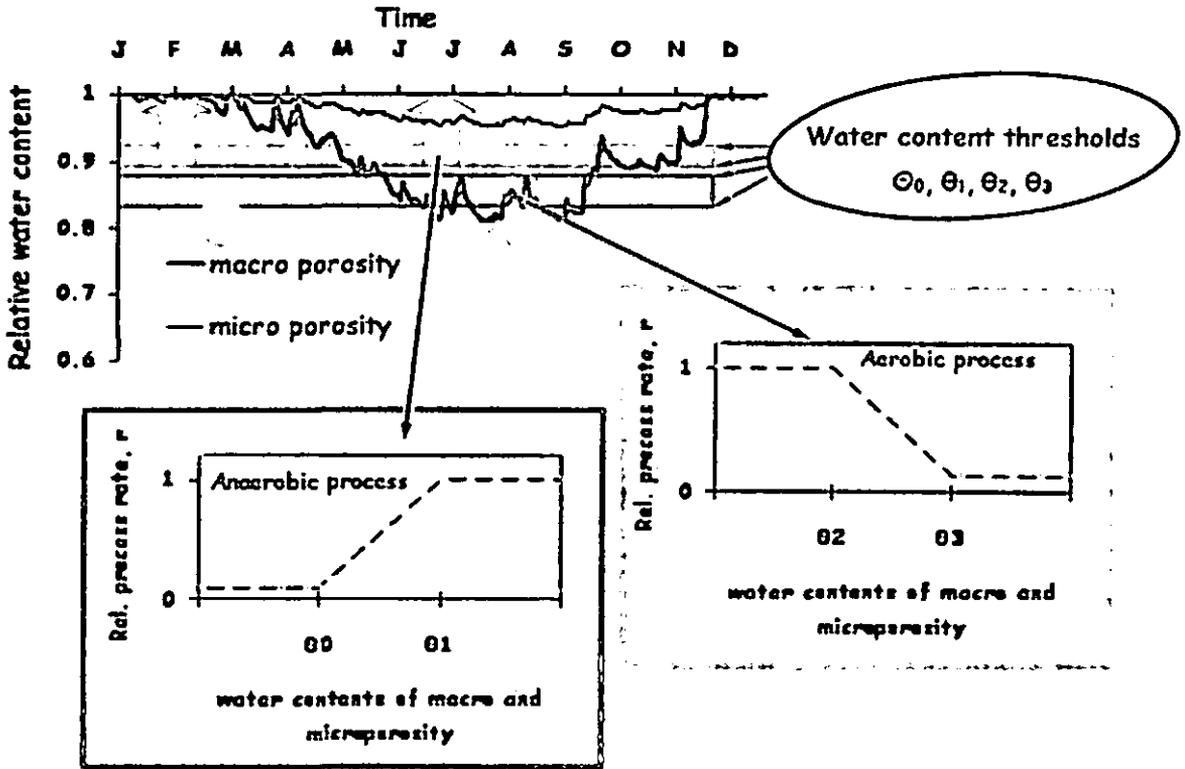


Abb. 1: Kopplung zwischen MIM-Konzept und wassergehaltsabhängigen Prozessraten

Das Mobil-Immobil Wasser- und Stofftransportmodell in HYDRUS-2D (Šimůnek et al. 1999) wurde um wassergehaltsabhängige Nitrifikation und Denitrifikation erweitert wie schematisch in Abb. 1 dargestellt. Nitrifikation und Denitrifikation werden als Prozesse erster Ordnung mit potentiellen Ratenkonstanten μ' und μ beschrieben. Die Wassergehaltsabhängigkeit der Prozesse ist durch Reaktionsfunktionen für den aeroben und den anaeroben Prozess in der mobilen und der immobilen Region gesteuert (Abb. 1). Schwellenwerte definieren Start- bzw. Stop- und optimale Wassergehalte für eine Reaktion. Zudem sind die Prozesse temperaturabhängig (Arrhenius).

Quellen

Köhne S., Lennartz B, Köhne J.M., Šimůnek J., 2005. Bromide transport at a tile-drained field site: experiment, and one- and two-dimensional equilibrium and non-equilibrium numerical modeling. *J. Hydrol*, akzeptiert 8/05.

Nielsen T.H., Nielsen L.P., Revsbech N.P., 1996. Nitrification and coupled nitrification-denitrification associated with a soil-manure interface. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 1829-1840.

Šimůnek, J., Šejna, M., van Genuchten, M.Th., 1999. The HYDRUS-2D software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiply solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC-TPS-53, International Ground Water Modelling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, p.202.

Spatz G., Neuhaus H., Pape A., 1992. Stickstoffdynamik einer Mähweide auf Knickmarsch. *J. Agronomy and Crop Science* 168: 298-309.

Zanner C.W, Bloom R.R., 1995. Mineralization, Nitrification and Denitrification in Histosols of Northern Minnesota. *Soil Sci Soc. Am. J.* 59: 1505-1510.

Untersuchungen zur raum-zeitlichen Dynamik bodenphysikalischer Eigenschaften einer Ackeraufforstungsfläche

S. Koszinski, H.H. Gerke und R. Bartsch¹

Einleitung und Ziel

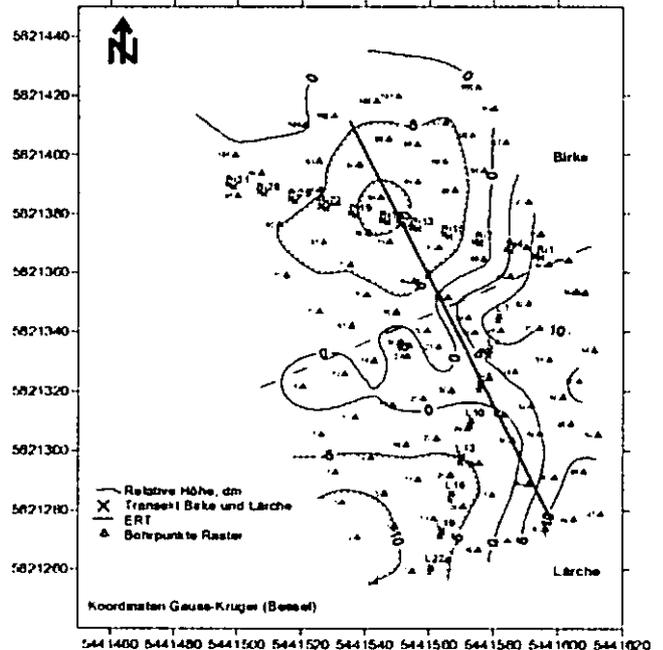
Das Bundeswaldgesetz und das Waldgesetz des Landes Brandenburg schreiben die Erhaltung und gegebenenfalls Mehrung der Waldfläche fest. Der landwirtschaftliche Strukturwandel in Europa führt zu neuen Aspekten und Möglichkeiten der Flächennutzung auch hinsichtlich der Ausweisung von Erstaufforstungsflächen (Bsp. Richtlinie zur Förderung forstwirtschaftlicher Maßnahmen im Rahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“, MLUR Brandenburg). Außerhalb bestehender Waldgebiete sind vor allem Grenzertragsböden und Brachen potenzielle Suchräume für solche Maßnahmen. Die Anpflanzung sogenannter Vorwälder kann Vorteile gegenüber Nadelwaldaufforstungen haben, da eine intensive Durchwurzelung des Bodens und die rasche Entwicklung von Laubholz-Pionierbaumarten wie Birke eine Einbringung weniger lichttoleranter Arten (Buche) in relativ kurzer Zeit zulassen. Aus forstlicher Sicht von Bedeutung ist auch die Erprobung von Produkten aus der Resistenz-, Kreuzungs- und Selektionszucht für Nachkommenschaftsprüfungen unter praxisnahen Feldbedingungen. Ziel dieser Untersuchung war die Bestimmung der Veränderung ausgewählter bodenphysikalischer Eigenschaften nach Ackeraufforstung mit Vorwäldern sowie ein Test von geophysikalischen Verfahren zur flächenhaften Interpolation von Bodeneigenschaften.

Material und Methoden

Eine etwa 1,5 ha große ehemalige Ackerbrache wurde mit Sandbirken (1995) und Hybridlärchen (1997) aufgeforstet. Die ersten Bodenuntersuchungen erfolgten 1997, noch im Initialstadium der Aufforstung. Braunerden mit

schwach-lehmigen Sanden sind auf der Fläche verbreitet, zeigen allerdings kleinräumige Variationen im Profilaufbau, Skelettgehalt und der Feinbodenzusammensetzung. Daher kamen eine rasterförmige Bodenaufnahme ebenso zum Einsatz wie gezielte Transektuntersuchungen mit genesteter Probenahme sowie Profiluntersuchungen.

Zusätzlich wurden indirekte geophysikalische Messgrößen wie die elektrische Leitfähigkeit (EM38, Raster 1 x 2 m) und der elektrische Widerstand (Multielektrodensystem IMPETUS 12 Fs (ERT), 50 cm spacing) hochauflösend gemessen sowie bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften (Textur, organische Substanz, Trockenrohdichte, Infiltration) ermittelt. Wiederholungsmessungen erfolgten ab 2004. Die Lage der verschiedenen Messpunkte und Transekte ist in Abb. 1 dargestellt. Reliefunterschiede wurden mit der Lage der Transekte berücksichtigt. Innerhalb des Lärchen- bzw. Birkentransektes wurden 8 bzw. 11 Nester mit je drei Punkten beprobt. Der Abstand zwischen dem ersten und zweiten Punkt betrug 0,3 m, zwischen dem zweiten und dritten 1,7 m, die Entfernung zum nächsten „Nest“ 8 m. Die Trockenrohdichte wurde in drei Wiederholungen (100cm³), die organische Substanz an Mischproben des jeweiligen Punktes bestimmt.



¹ Anschrift der Autoren

Dr. Sylvia Koszinski, Dr. Horst H. Gerke
ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung
Eberswalder Str. 84
15 374 Müncheberg
skoszinski@zalf.de Tel. 03 34 32 - 82 389
Robert Bartsch
Humboldt-Universität Berlin, Geographisches Institut

Abb. 1 Übersicht Untersuchungsfläche mit Rasterbohrpunkten, genestet beprobtem Lärchen- und Birkentransekt sowie dem Vertikalschnitt des spezifischen elektrischen Widerstandes (Electrical resistivity tomography = ERT)

Ergebnisse und Ausblick

Unter den Bedingungen einer Aufforstung erscheint insbesondere die zeitliche Veränderung von Trockenrohdichte und Humusgehalt interessant, da diese Eigenschaften wesentlich den Wasser- und Stoffhaushalt beeinflussen.

Während eine Änderung der im Feinboden gespeicherten mittleren C_{org} -Mengen in den oberen 30 cm des Mineralbodens unter Lärchen kaum messbar war, erfolgte eine Zunahme in den oberen 10 cm unter Birken (Abb. 2). Dabei zeigen sich deutliche räumliche Unterschiede zwischen Hang- und Senkenbereichen der Transekte, wobei höhere C_{org} -Mengen in den Senken bestimmt wurden (Abb. 3).

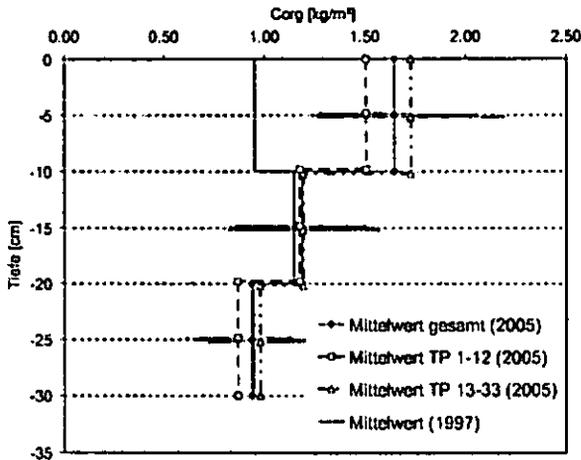


Abb. 2 Tiefenverteilung der mittleren Gehalte an organisch gebundenem Kohlenstoff entlang des Birkentransektes

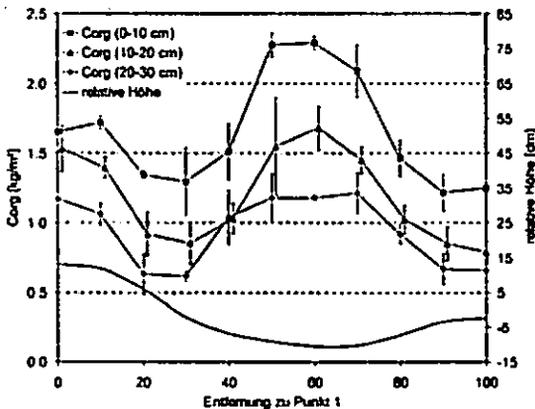


Abb. 3 C_{org} -Mengen entlang des Birkentransektes für drei Bodentiefen

Die Trockenrohdichte (hier nicht dargestellt) veränderte sich hingegen vor allem im Lärchentransekt. Die Verringerung der Trockenrohdichte war deutlich in den oberen 10 cm Bodentiefe, weniger ausgeprägt aber auch bis in 30 cm Bodentiefe zu beobachten. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Fläche vor der Pflanzung (Lärche 1997) zweimal gepflügt

worden war, was eine deutliche Lockerung im Oberboden bewirkte. Für die Birkenfläche (Pflanzung 1995) war die Trockenrohdichteabnahme in den Bodentiefen ab 10 cm deutlicher als in den ersten 10 cm. Hier könnten Effekte der Gefügebeeinflussung durch das Wurzelsystem der Bäume eine entscheidende Rolle spielen. Eine hohe biologische Aktivität auch durch Bodentiere (v. a. Ameisen) ist neben der starken Durchwurzelung besonders in Oberflächennähe gegeben. Räumliche Beziehungen zu Reliefpositionen mit geringeren Trockenrohdichten in den oberen 10 cm der Senkenbereiche deuten sich sowohl auf der Lärchen- als auch der Birkenfläche an. Die Lärchenfläche ist durch einen stark variierenden Anwuchserfolg gekennzeichnet (dichter Baumbestand wechselt mit vergrasteten Flächen und Begleitflora). Inwieweit die räumliche Variation des Standortes (Substratunterschiede, Profilaufbau) sowohl mit der Veränderung der untersuchten Eigenschaften als auch der Entwicklung des Baumbestandes korreliert ist, muss weiter untersucht werden. Ebenso sollen Abschätzungen zur Veränderung des Wasserhaushaltes der Untersuchungsfläche durch Messungen zur Infiltration und Wasserleitfähigkeit erfolgen. Analysen zum Beitrag indirekter geophysikalischer Messungen (hier nicht dargestellt) zur flächenhaften Regionalisierung der Erhebungen sind noch nicht abgeschlossen.

Danksagung

Jens Wünnenberg (†), ehemals Universität Bonn-Bodenkartierung und Diplomarbeit 1997

Frau Dr. E. Lück, Universität Potsdam- EM38-Messungen

Prof. G. Peschel und Dr. H. Lubenow, Big-M GmbH Greifswald- geoelektrische Widerstandstomographie

Mitarbeiter des Instituts für Bodenlandschaftsforschung - Feldkampagnen

Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf Bodenstabilität und Bodenwasserhaushalt auf der Feldskala

J. Krümmelbein*, S. Peth*, R. Horn*

1. Einleitung

Steigende Beweidungsintensitäten (v.a. Schafe, Ziegen) in der Inneren Mongolei, V.R. China, haben zu einer ausgedehnten Degradation des Weidelandes, einhergehend mit erhöhter Boden-erosion und Desertifikation geführt. Im Rahmen der Forschergruppe MAGIM (Matter Fluxes in Grasslands of Inner Mongolia as influenced by stocking rate) werden von neun Teilprojekten aus agrar- und umweltwissenschaftlichen Fachbereichen die Auswirkungen unterschiedlicher Landnutzungssysteme auf Wasser- und Stoffkreisläufe und auf Bodenerosion untersucht. In dem hier vorgestellten Teilprojekt soll der Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf Bodenstabilität und Wasserhaushalt auf der Feldskala betrachtet werden.

2. Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Inneren Mongolei, V.R. China, etwa 500 km nördlich von Beijing in der Nähe von Xilinhot. Bei den untersuchten Böden handelt es sich um Chernozeme unter *Leymus chinensis*- bzw. *Stipa grandis*- Steppe. Es herrscht ein jährlicher Niederschlag von etwa 300 mm. Untersucht wurden vier Standorte mit unterschiedlichen Beweidungsintensitäten (unbeweidet seit 1979; unbeweidet seit 1999; Winterweide mit 1.3 Schafeinheiten/ha; kontinuierlich beweidet mit 1.3 Schafeinheiten/ha).

Es wurden ungestörte Proben in 4 Tiefen entnommen (4-8 cm, 18-22 cm, 30-34 cm, 40-44 cm). Die Vorbelastung wurde für die ersten beiden Tiefen bei einer Vorentwässerung von -300 hPa im Oedometer bestimmt. Die Scherfestigkeit wurde ebenfalls für die ersten beiden Tiefen mittels Kastenscherversuch gemessen.

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurde instationär für alle 4 Tiefen in vertikaler und in den ersten beiden Tiefen zusätzlich in horizontaler Richtung bestimmt, um eine mögliche Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit erfassen zu können.

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1 Vorbelastung

Die Vorbelastung zeigt auf den beiden unbeweideten Standorten in der ersten Tiefe deutlich geringere Werte als auf den beweideten Standorten, wobei die Vorbelastung auf der am

längsten unbeweideten Fläche am geringsten ist (Abb. 1). Die Werte auf den beweideten Flächen sind deutlich höher als auf den unbeweideten Flächen, der Boden gewinnt an mechanischer Stabilität (GREENWOOD et al., 1997). Die ermittelten Vorbelastungswerte stimmen gut mit den Kontaktflächendrücken, die von Ziegen und Schafen erzeugt werden (~80 kPa), überein.

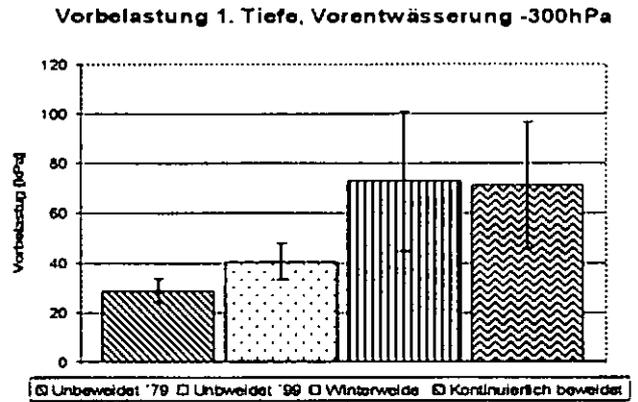


Abb. 1: Einfluss unterschiedlicher Beweidungsintensitäten auf die Werte der Vorbelastung, 1. Tiefe. Die Balken zeigen die Standardabweichung

3.2 Scherfestigkeit

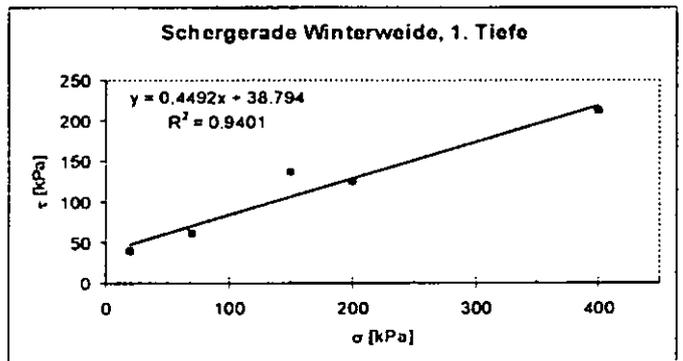


Abb. 2: Schergerade Winterweide, 1. Tiefe, Vorentwässerung -300 hPa, Kohäsion=38,8 kPa, Winkel der inneren Reibung=24,9°

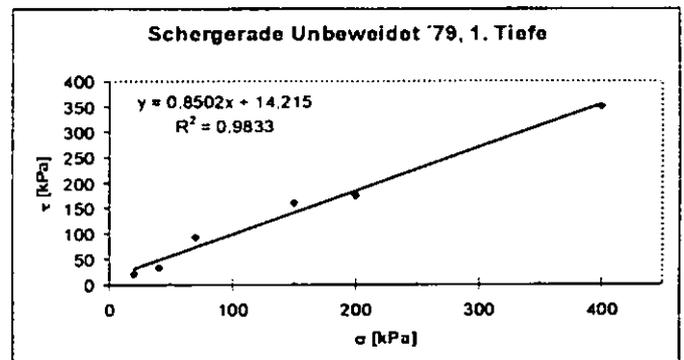


Abb. 3: Schergerade Unbeweidet seit 1979, 1. Tiefe, Vorentwässerung -300 hPa; Kohäsion=14,2 kPa, Winkel der inneren Reibung=40,4°

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel

Der Vergleich der Schergeraden der beweideten (Abb. 2) und der unbeweideten Variante (Abb. 3) zeigt, dass eine Beweidung zur Erhöhung der Kohäsion (c) führt (Unbeweidet '79: $c=14,2$ kPa; Winterweide: $c=38,8$ kPa), was auf eine Erhöhung der Korn-zu-Korn-Kontaktpunkte zurückzuführen ist. Allerdings wird der Winkel der inneren Reibung durch Beweidung von $40,4^\circ$ auf $24,9^\circ$ herabgesetzt, was auf eine Strukturdegradation hinweist.

3.3 Gesättigte Wasserleitfähigkeit

Die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit sind erwartungsgemäß am größten auf der seit 1979 unbeweideten Fläche mit abnehmenden Werten über die Tiefe (Abb. 4). Die seit 1999 unbeweidete Fläche zeigt einen ähnlichen Trend, allerdings mit etwa halbierten Werten. Bei der Winterweide ist ebenfalls ein ähnlicher Trend fest zu stellen, abgesehen von der ersten Tiefe, wo der Schaftritt den meisten Einfluss hat (ZHANG & HORN, 1996), ist die gesättigte Wasserleitfähigkeit deutlich verringert.

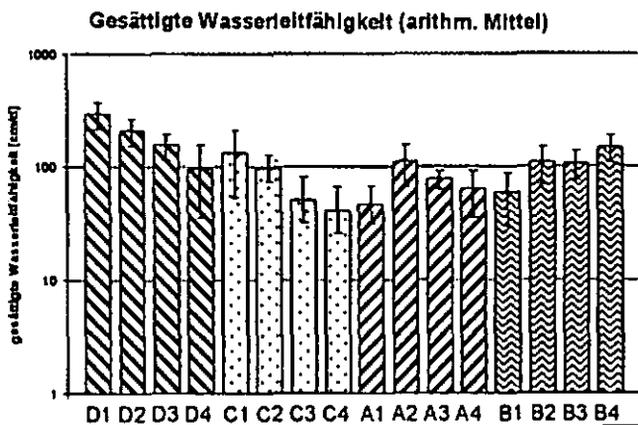


Abb. 4: Einfluss der Beweidung auf die Höhe der gesättigten Wasserleitfähigkeit (D = unbeweidet seit 1979, C = unbeweidet seit 1999, A = Winterweide; B = kontinuierlich beweidet; 1-4 = 1.-4. Tiefe. Die Balken zeigen die Standardabweichung.

3.3.1 Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit

Auf der Winterweide findet sich in der ersten Tiefe eine Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit mit höheren Werten in horizontaler Richtung (Abb. 5). Dies deutet auf eine plattige Struktur hin, wie sie durch mechanische Belastung (Schaftritt) entstehen kann (Zhang, 1996)

Wird ein Boden mit einer solchen plattigen Struktur vor Beweidung geschützt, entstehen die ersten Risse in vertikaler Richtung, es kann zur Ausbildung einer Anisotropie mit höheren Leitfähigkeitswerten in vertikaler Richtung kommen, wie in Abb. 6 zu sehen. Eine hohe biologische Aktivität unterstützt diesen Effekt.

Anisotrope gesättigte Wasserleitfähigkeit
Winterweide; 1. Tiefe

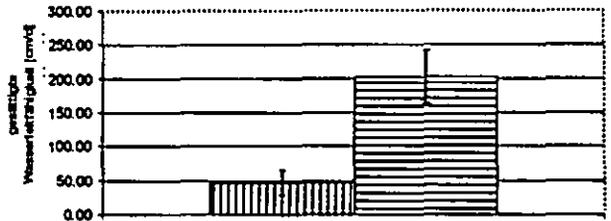


Abb. 5: Auswirkung einer Beweidung (Winterweide) auf die Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit. Die Balken zeigen die Standardabweichung.

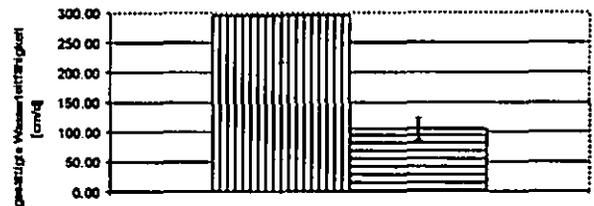


Abb. 6: Auswirkung eines Beweidungsschutzes (seit 1979) auf die Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit. Die Balken zeigen die Standardabweichung.

4. Ausblick

Vergleicht man die Werte der gesättigten Wasserleitfähigkeit, zeigt sich, dass diese durch Beweidung vermindert werden. Der größte Effekt von Beweidung bzw. Schutz vor Beweidung ist in der ersten Tiefe fest zu stellen. Die Anisotropie der gesättigten Wasserleitfähigkeit verweist auf eine Änderung der Struktur durch Beweidung hin zu einem plattigen Gefüge. Auch die Vorbelastungswerte, die durch Beweidung erhöht werden, deuten auf eine Veränderung der Struktur hin. Um die Auswirkung der Beweidung auf Bodenstabilität und Wasserhaushalt weiterhin einordnen zu können, sollen weitere mechanische und hydraulische Parameter (u.a. zyklische Belastungen, Benetzungshemmung) an ungestörten Bodenproben und Bodenaggregaten bestimmt werden.

Literatur.

K.L. Greenwood, D.A. Mac Leod and K.J. Hutchinson (1997): Long-term stocking rate effects on soil physical properties. *Austr. Journ. Of Experimental Agriculture*, 1997, 37, 413-419
 M.A. Naeth, R.L. Rothwell, D.S. Chanasky and A.W. Bailey (1990): Grazing Impacts on Infiltration in Mixed Prairie and Fescue Grassland Ecosystems of Alberta. *Can. J. Soil Sci.* 1990, 70, 593-605
 H.Q. Zhang (1996): Anisotrope Variation der gesättigten Wasserleitfähigkeit einer unterschiedlich beweideten Salzmarsch im Deichvorland. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 1996, 159, 129-135
 H.Q. Zhang and R. Horn (1996): Einfluß der Beweidung auf die physikalischen Eigenschaften einer Salzmarsch im Deichvorland (I): die gesättigte Wasserleitfähigkeit und das Bodengefüge. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung*, 1996, 37, 24-31

Influence of hydrophobic pore surfaces on water retention and hydraulic conductivity

Lamparter A.*, Bachmann J., Woche S.K., Deurer M., and M.O. Goebel

Introduction

The hydraulic properties of porous media are strongly dependent on the wetting properties, which can be expressed in terms of the contact angle at the three phase boundary (liquid-solid-gas). Previous investigations showed that already subcritical hydrophobicity ($0 < CA < 90^\circ$) can reduce the infiltration rate of water into moist soil (Lamparter et al., submitted to JPNSS). For the present study, we measured water retention curves (WRC) and the hydraulic conductivity of a package of glass beads with different surface free energies resulting in different CA. Our objective was to analyze hydraulic functions for an ideal substrate of glass beads with varying degree of wettability. Equilibrium desorption curves were measured and compared with corresponding curves measured in steady-state column experiments.

Table 1: Physical properties of the glass beads packings.

Bulk density [g cm ⁻³]	Density _{solid} [g cm ⁻³]	Pore volume [%]	Particle size [mm]
1.21	2.49	48.6	0.3 - 0.4

Material and Methods

Acid washed glass beads (Fa. MHG, Düsseldorf) were mixed with different amounts of hydrophobic glass beads. To hydrophobize the glass beads they were treated with dichlordimethylsilane (100µl/100g beads) to alter the surface free energy resulting in different CA. The CA were measured with the Wilhelmy-Plate-Method (WPM) with a dynamic contact angle tensiometer (DCAT, Dataphysics, Filderstadt) (Bachmann et al., 2003). The water retention curves were determined with a high resolution. The results of the WRC were fitted to the van Genuchten model to get the parameters α_{WRC} , n_{WRC} , and θ_s . The hydraulic conductivity was measured on the same material in columns (d=7 cm, l=22.5 cm).

*Axel Lamparter, Institute of Soil Science – University of Hannover, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover.
Email: lamparter@ifbk.uni-hannover.de

Water could infiltrate under a certain tension into the column using a mini-tension infiltrometer with a diameter slightly smaller than the column. The bottom the column consisted of a porous plate where a defined tension could be applied by a precision-pressure-pump (UGT, Müncheberg). The same tension was adjusted at the upper and the lower boundary so that the flow through the column was only gravity driven (=unit gradient). Physical properties of the glass beads are listed in table 1. To measure the volumetric water content during the experiment, two TDR-sensors (IMKO, Trime) were installed in two different depths (-2cm, -18cm). After saturation of the column the water outflow was recorded with a balance at different tensions until a constant flow rate was established. The results of the hydraulic conductivity measurements have been fitted to the van Genuchten Equation yielding in the parameters α_k , n_k and k_s .

Results and discussion

In Fig. 1 the different mixtures of hydrophilic and hydrophobic beads are plotted against $\cos(CA)$. As expected the CA increased with increasing amounts of hydrophobic beads.

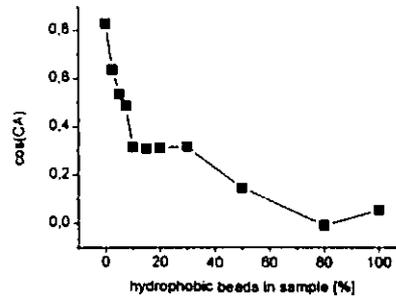


Figure 1: Relation between the percentage of hydrophobic glass beads in sample and the cosine of the contact angle.

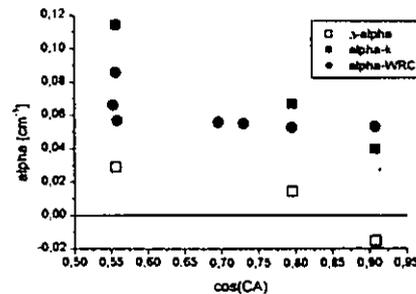


Figure 2: Comparison between α_k (filled squares), estimated from conductivity data, α_{WRC} (filled circles), estimated from water retention data and the difference $\Delta\alpha$ (open squares).

A linear correlation can be found at percentages of <10 % hydrophobic beads in the sample. In Fig. 3 the WRC for all measured materials are shown. It can be seen that the air-entry value ($1/\alpha_{WRC}$) is decreasing with increasing CA. Figure 4 shows the measured hydraulic conductivities. Here, as expected, $1/\alpha_k$ is also decreasing with increasing CA.

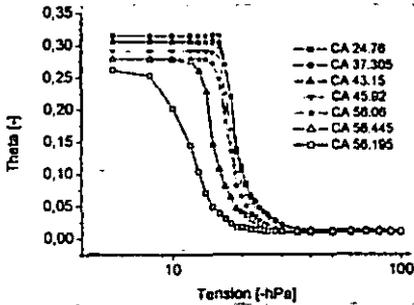


Figure 3: Resulting water retention curves for glass beads with different contact angle (CA).

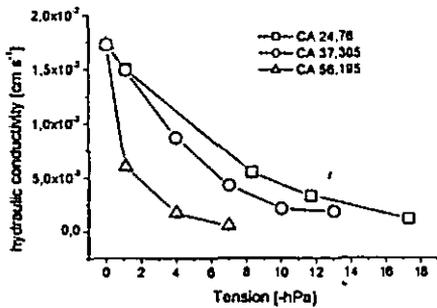


Figure 4: Resulting hydraulic conductivity for glass beads with different contact angle (CA).

Examples of the results of the fitting are given in Fig. 5 and 6. In Fig. 2 the alpha value from the WRC (α_{WRC}), the alpha values from the hydraulic conductivity measurement (α_k) and the difference between both alpha values ($\Delta\alpha = \alpha_k - \alpha_{WRC}$) are plotted against $\cos(CA)$. A good estimation of the air entry value for the hydraulic conductivity from water retention data can only be provided when $\Delta\alpha = 0$. Fig. 2 shows that with increasing CA (declining $\cos(CA)$) $\Delta\alpha$ is increasing. This leads to the assumption that in hydrophobic soils the air entry value for water retention and hydraulic conductivity are not the same. Thus air entry values estimated from equilibrium water retention curves cannot be used to estimate the

hydraulic conductivity function in flow experiments. In soils having a CA > ~30° the air entry value ($1/\alpha$) estimated from hydraulic conductivity data is smaller than the air entry value estimated from water retention data (s. Fig 2). Thus (in soils with CA > ~ 30°) air entry values estimated only from hydraulic conductivity data indicate an apparently coarser texture than estimates from water retention data. This might be due to discontinuous water films in hydrophobic samples.

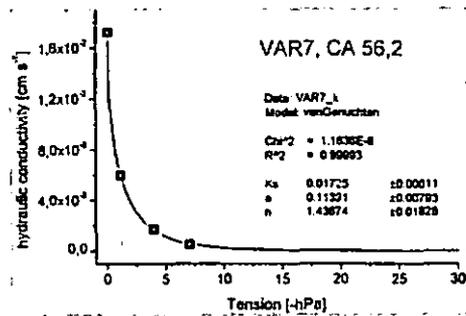


Figure 5: Example of a fit of the van Genuchten Model to water retention data.

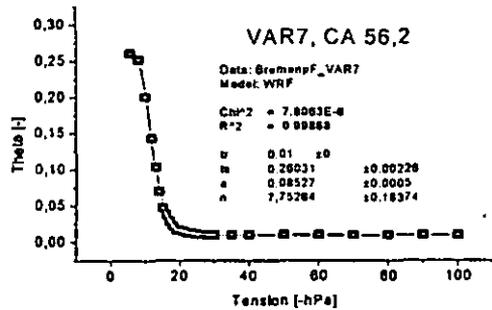


Figure 6: Example of a fit of the van Genuchten Model to hydraulic conductivity data.

Conclusions

The van Genuchten Model applies only for hydrophilic soils. For hydrophobic soils air entry values estimated from water retention data should not be used to determine the hydraulic conductivity function.

References:

Bachmann J., Woche S.K., Goebel M.-O., Kirkham M.B. and Horton R., 2003. Extended methodology for determining wetting properties of porous media. Water Resour. Res., 39(12): 1353-1366.

Räumliche Variabilität ausgewählter Boden- und Ertrageigenschaften von Reiskulturlandschaften in SE-China

Bernd Lennartz & Björn Koop*

1. Einleitung

Die räumlich differenzierte Untersuchung von Boden- und Ertrageigenschaften ist nicht nur für die ökologisch und ökonomisch optimierte Landnutzung von großer Bedeutung, um eine ausreichende Nahrungsmittelversorgung zu garantieren, sondern ebenso unerlässlich für die Kalibrierung von Simulationsmodellen. Insbesondere für den asiatischen Raum ist die Datenlage zur Variabilität von Boden- und Ertrageigenschaften unbefriedigend (Yanai *et al.*, 2000).

Im Mittelpunkt des Projektes steht die Ableitung der grundlegenden Beziehungen zwischen der räumlichen Verteilung von physikalischen und chemischen Bodenparametern und Ertrageigenschaften (u.a. Kernertrag und Biomasse) der Reispflanze (*Oryza sativa*).

Hier werden erste Ergebnisse der laufenden Untersuchung vorgestellt.

2. Material und Methoden

Im Oktober 2004 wurden insgesamt 219 Reis- und 168 Bodenproben entlang 5 Catenen innerhalb des Untersuchungsgebietes entnommen. Reispflanzen wurden als Schnittproben, Bodenproben mittels Bohrstock aus den obersten drei Horizonten gewonnen.

Zu Beginn der Datenanalyse wurden die Reis- und Bodenproben der beiden Hauptcatenen A (Ausgangsmaterial: Sandstein) und Q (Ausgangsmaterial: Quartärer Rot-Lehm; beide mit Reis der Sorte *Oryza sativa* Yingzouwan), statistisch ausgewertet. Als Maß für die räumliche Assoziation der einzelnen Parameter innerhalb des gesamten Datensatzes wurde der Autokorrelationskoeffizient I (Werte zwischen -1 und +1) nach Moran (Petroni *et al.*, 2004) berechnet. Ein Wert I nahe 1 deutet auf eine räumliche Abhängigkeit der Merkmalsausprägung hin. Ein Wert nahe 0 zeigt eine ungerichtete räumliche Streuung der Merkmalsausprägung an.

* Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock
Justus-von-Liebig-Weg 6, 18051 Rostock
18051 Rostock

E-mail: bjoern.koop@uni-rostock.de

3. Ergebnisse

Deskriptive und explorative Statistik

- Bei den Bodenarten des A-Horizontes der Catena A handelt es sich gemäß der KA4 (AG BODEN, 1994) bei 84 % der Flächen um mittel lehmige Sande (SI3) bis stark lehmige Sande (SI4); bei Catena Q weisen 57 % der Flächen einen schwach tonigen Lehm (Lt2) bis mittel tonigen Lehm (Lt3) auf (Tab. 1).
- Signifikanter Unterschied des Kernertrages nach Mann-Whitney ($P < 0,05$) zwischen Catena A (Ertrag von 498 g/(20 Reispflanzen) und Catena Q (Ertrag von 621 g/20 Reispflanzen), Tab. 1).
- Signifikante Korrelationen zwischen Kernertrag und den Bodenparametern Glühverlust, Schluff- sowie Sandgehalt bei Catena A. Dagegen keinerlei signifikante Korrelationen zwischen Kernertrag und Bodenparametern bei Catena Q (Tab. 2).
- Signifikante Wechselbeziehungen zwischen der Reliefposition und den Bodenkennwerten Glühverlust sowie den drei Kornfraktionen (Catena A). Signifikante Korrelationen können bei Catena Q nur für die Beziehung Relief/Schluffgehalt bestätigt werden (Tab. 2).

Räumliche Variabilität

- Für Catena A ergibt sich eine erhöhte räumliche Autokorrelation (auf dem 0,05 Niveau signifikant) für die drei Kornfraktionen (Sand, Schluff und Ton) sowie für den Parameter Glühverlust. Die Bodenparameter der Catena Q zeigen eine deutlich geringere räumliche Assoziation (Tab. 3).
- Der Kernertrag zeigt sowohl für Catena A als auch für Catena Q keine räumliche Abhängigkeit (Tab. 3).

4. Schlussfolgerungen

- Signifikanter Unterschied im Kernertrag zwischen Catena A und Q lässt auf den Einfluss des geologischen Ausgangssubstrats auf die Ertragsbildung schließen; allerdings konnte bei den bisher analysierten Bodenmerkmalen nur für Catena A eine korrelative Abhängigkeit zwischen Bodeneigenschaften und Reisertrag nachgewiesen werden.
- Starke Korrelationen zwischen Texturgrößen und Reliefposition belegen die reliefabhängige Bodenentwicklung auch in alten terrassierten Reislandschaften.

Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'scher Verlag, Stuttgart

Petrone, R. M., Price, J. S., Carey, S. K. & Waddington, J. M., (2004): Statistical characterization of soil moisture in a cutover peatland. In: Hydrol. Process., 18, 41-52.

Yanai, J., Lee, C. K., Umeda, J. M. & Kosaki, J. T. (2000): Spatial variability of soil chemical properties in a paddy field. In: Soil Science and Plant Nutrition, 4, 3-482

Tab. 1: Deskriptive Statistik (Biomasse und Kornertrag beziehen sich jeweils auf 20 Reispflanzen, MW – Mittelwert, VK – Variationskoeffizient)

		Bestands- höhe (m)	Bio- masse (g)	Korn- ertrag (g)	Ton- gehalt (%)	Schluff- gehalt (%)	Sand- gehalt (%)	A- Horizont (cm)	Glüh- verlust (%)
Catena A	MW	0,91	656,4	497,9	13,0	25,4	61,7	16,1	3,1
	VK (%)	9,2	15,7	20,8	22,5	21,4	11,9	13,6	24,6
Catena Q	MW	0,88	688,4	621,4	28,4	34,3	37,3	15,5	4,9
	VK (%)	6,8	21,2	17,4	26,5	13,3	27,5	11,7	24,9

Tab. 2: Spearman-Korrelationskoeffizienten, Catena A

	Bestands- höhe	Bio- masse	Korn- ertrag	Ton- gehalt	Schluff- gehalt	Sand- gehalt	A- Horizont	Glüh- verlust	Relief- Index
Bestandshöhe	-								
Biomasse	0,43**	-							
Kornertrag	0,48**	0,42**	-						
Tongehalt	0,05	-0,11	0,06	-					
Schluffgehalt	-0,04	-0,01	0,33**	-0,13	-				
Sandgehalt	-0,02	-0,02	0,36**	-0,10	0,87**	-			
A-Horizont	-0,05	-0,14	0,21	0,04	0,41**	0,53**	-		
Glühverlust	0,04	0,07	-0,34*	0,08	-0,81**	-0,93**	-0,78**	-	
Reliefindex	0,11	0,22	-0,06	-0,10	-0,73**	-0,77**	-0,3**	0,66**	-

* Korrelation ist auf dem 0,05 Niveau signifikant (zweiseitig), ** Korrelation ist auf dem 0,01 Niveau signifikant (zweiseitig)

Tab. 3: Moran's I-Werte für Catena A und Q (fettgedruckt: auf dem 0,05 Niveau signifikant)

	Bestands- höhe	Bio- masse	Korn- ertrag	Ton- gehalt	Schluff- gehalt	Sand- gehalt	A- Horizont	Glüh- verlust
Catena A	0,12	0,01	0,08	0,23	0,37	0,37	0,15	0,27
Catena Q	0,03	-0,01	-0,05	0,20	0,20	0,18	0,01	0,43

Rheologie in der Bodenmechanik: Anwendung eines Rotationsrheometers zur Untersuchung mikrostruktureller Veränderungen an schluff- und tonreichen Bodensubstraten

Wibke Markgraf, Rainer Horn

Einleitung

Rheologische Untersuchungen an Bentonitsuspensionen haben gezeigt, dass sich die Anwendung eines Rotationsrheometers (Modular Compact Rheometer 300, Paar Physica) dazu eignet, mikrostrukturelle Veränderungen zu beschreiben und zu quantifizieren. Aktuelle Ergebnisse von Amplitudentests, die an Bodensubstraten natürlichen Korngemischs und verschiedenen physikochemischen Eigenschaften durchgeführt wurden, bestätigen die Eignung eines solchen Messgerätes erneut. Das ton- bzw. schluffreiche Probenmaterial wurde in gesättigtem Zustand sowie bei unterschiedlichen Salzgehalten gemessen. Anhand der Ergebnisse können Rückschlüsse auf Strukturierungsvorgänge und Scherverhalten von einzelnen Partikeln, seien es Einzelkörner (turbulentes Verhalten) oder Tonplättchen (gleitendes Scherverhalten), gezogen werden. GHEZZEHEI und OR (2001) stellen in ihrer Arbeit wie folgt fest: „there is a fundamental difference between soil deformation by farm implements (*oscillatory stress*) and capillary induced strains (*steady stress*) rooted in the inherent soil properties, manifested in the form of frequency-dependent rheological properties.“ In Verbindung mit dieser Aussage ist ein besonderer Aspekt in der Salzproblematik erkennbar, anhand derer die Integrierung des osmotischen Potenzials in die Gleichung der effektiven Spannung nach Terzaghi (1923) und Bishop (1960) z.B. in FREDLUND (1993) vorgenommen werden soll.

Material

Im allgemeinen eignen sich vor allem tonreiche und schluffige Substrate für rheologische Untersuchungen an einem Rheometer. Des weiteren spielen der Wassergehalt und substratspezifische Eigenschaften, die in Tab. 1 zusammengefasst sind, nicht zuletzt eine entscheidende Rolle bei der Testdurchführung und der Interpretation der Ergebnisse.

Ibeco Seal-80. Bei *Ibeco Seal-80* handelt es sich um ein aktives Tonmineral, einen Na-Bentonit, der vor allem in den Ingenieurwissenschaften, z.B. dem Deponiebau seine Anwendung findet. Mineralogisch betrachtet, besitzt es einen montmorillonitischen Charakter. Als Dreischichttonmineral ist es stark aufweitbar und kann bis zu 300% an Wasservolumen aufnehmen, das sich sowohl an äußeren als auch inneren Oberflächen anlagert. Als sehr tonreiches Substrat eignet es sich besonders, gleitendes Scherverhalten zu untersuchen. Zugleich wird es von Bedeutung sein, an diesem

Material die eigentlichen Strukturierungsmechanismen zu demonstrieren, nämlich die Wirkung von Kationen (osmotische Potential) auf die Wasserspannung und nicht zuletzt die Bedeutung für die effektive Spannung.

Avdat Loess, Negev (Israel). Um turbulentes Scherverhalten nachweisen zu können, wurde ein schluffreiches Substrat gewählt. Das untersuchte Loessmaterial entstammt dem Wüstengebiet der Negev in Israel. Neben Textureffekten sind weitere, durch natürlich vorhandenes Karbonat zu erwarten, insbesondere in Hinsicht auf ein NaCl-CaCO₃ System.

Vertisol und clayey Oxisol (Brasilien). In Bezug auf die Textur wurde die Auswahl auf zwei weitere tonreiche Böden erweitert: einen Vertisol mit ca. 65% Tonanteil und einen clayey Oxisol mit ca. 75% Tonanteil. Während der Vertisol im Tonmineralbestand von Smektiten und Montmorilloniten dominiert wird, herrschen im clayey Oxisol nicht quellfähige Kaolinite vor. Auffallend hoch sind die Calciumwerte des Vertisols. Das Ca:Mg Verhältnis liegt bei etwa 3:1, eine typische Relation, die in unmittelbarem Zusammenhang zu einer hohen KAK (40-70 cmol/kg) zu sehen ist.

Tab.1. Bodenökologische Kennwerte der untersuchten Substrate.

Substrat	KAK			Textur			CaCO ₃	pH	CA
	Na	Mg	Ca	S	U	T			
	[cmol/kg]			[%]			[%]	CoCl ₂	[°]
Avdat Loess	1,0	3,5	9,8	17	64	19	52,4	7,6	77
Vertisol (BRA)	0,3	15,7	39,6	3	32	65	k.A.	5,5	89
Oxisol (BRA)	0,1	2,1	4,3	5	19	75	k.A.	5,0	43
Ibeco Seal-80	44,3 (KAK _{Ca})			2	30	72	9,4	9,5	k.A.

Methode

Die Proben wurden in 100cm³-Zylindern mit unterschiedlichen Salzlösungen - NaCl 0,01M, 0,17M und 1,0M - und destilliertem Wasser aufgesättigt. Um davon ausgehen zu können, dass sich ein Gleichgewicht einstellt, wurden die befüllten Zylinder 3-4 Tage in den Lösungen stehen gelassen. Im Fall von *Ibeco Seal-80* wurden die Salzlösungen aufgrund der hohen Quellfähigkeit des Materials manuell verrührt. Aus den so präparierten Zylindern wurde die zu untersuchende Bodenmenge direkt mit einem kleinen Spatel entnommen und auf die untere Messplatte aufgetragen. Bei dem verwendeten Messsystem handelt es sich um eine rotierende 25mm große, profilierte Platte und eine fest montierte, auf 20°C temperierte Peltiereinheit als Gegenstück, wie in Abb. 1 dargestellt. Die Textur der Bodensubstrate entscheidet über den geeigneten Plattenabstand während einer Messung. Bei rein tonigen Materialien und Suspensionen ist ein Plattenabstand von 0,5 bis 1mm ausreichend. Handelt es sich jedoch um Körnungsgemenge, richtet sich der Abstand nach der prozentual vorherrschenden Korngröße. Um die Messergebnisse untereinander vergleichen zu können, wurde ein einheitlicher Plattenabstand von 4mm gewählt.

* Kontaktadresse:
 Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
 Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde
 Hermann-Rodewald-Str. 2, D-24118 Kiel
 w.markgraf@soils.uni-kiel.de

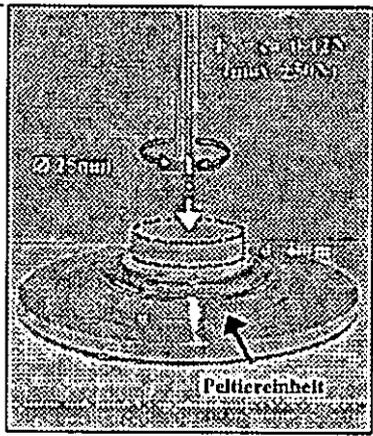


Abb.1. Messsystem 25PP, rotierende, profilierte Messplatte mit 25mm Durchmesser und Peltiereinheit. Der Plattenabstand d beträgt 4mm, das Probenvolumen somit ca. 4cm³.

Es wurden Amplitudentests mit jeweils zwei Wiederholungen durchgeführt, bei denen die Deformation $\gamma=0,001...100\%$ kontrolliert (CSD: controlled shear deformation) und eine konstante Frequenz f von 0,5 Hz - dies entspricht einer Kreisfrequenz ω von π 1/s (SI-Einheit) - vorgegeben wurden.

Ergebnisse und Ausblick

In Abb. 2 sind Ergebnisse von durchgeführten Amplitudentests dargestellt. Auf der Ordinate sind der Speichermodul G' [Pa] und der Verlustmodul G'' [Pa] aufgetragen, auf der Abszisse die Deformation γ [%].

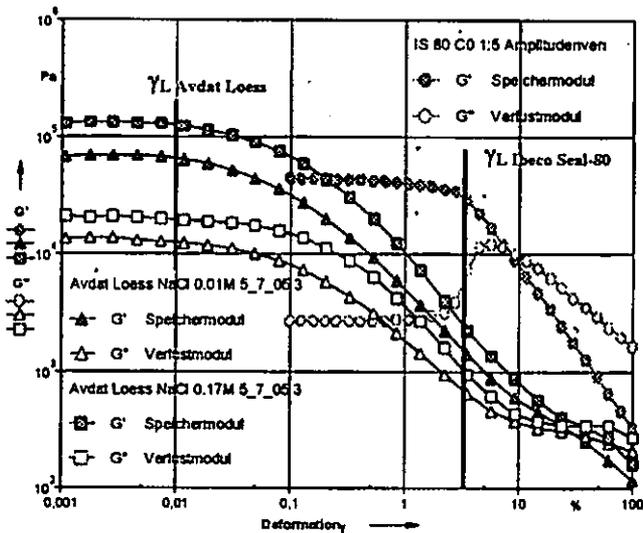


Abb.2. Resultierende Graphen durchgeführter Amplitudentests mit Avdat Loess (0,01M und 0,17M) sowie Ibeco Seal-80 (dest. Wasser). Der Verlauf der jeweiligen Kurven von Speicher- (G') und Verlustmoduli (G'') kann in drei Abschnitte unterteilt werden, die Rückschlüsse auf Scherverhalten und Salzeffekte ermöglichen. Bezogen auf die Schubspannung ergibt sich zusammengefasst: τ_y Ibeco Seal-80, Oxisol, Vertisol $>$ τ_y Avdat Loess, d.h. die Fließgrenzen liegen in einem Bereich von ca. 500-1000 Pa im Fall von tonreichen Substraten, bzw. 20-50 Pa bei schluffiger Textur. Dargestellt sind entsprechende Deformationsgrenzen γ_L , die den linear viskoelastischen Bereich abgrenzen ($G' > G''$; Gelcharakter).

Grundsätzlich lässt sich typischer Verlauf feststellen: in einer Anfangsphase, in der im Fall von viskoelastischen

Festsustanzen wie Boden $G' > G''$ ist, liegt ein Gelcharakter im Ruhezustand vor. Bei tonreichen, bzw. rein tonigen Substraten bildet sich ein Plateau aus, das mit zunehmender Korngröße einen Kurvencharakter annimmt. Entscheidend ist in dieser Phase das Niveau der resultierenden Graphen zu Beginn. Hohe Anfangswerte belegen eine zunächst hohe Widerstandskraft (Elastizität) der untersuchten Probe. Des Weiteren ist der Verlauf von Bedeutung: parallel oder konvergierend. Turbulentes oder gleitendes Scherverhalten können vor allem in diesem Bereich, dem so genannten linear viskoelastischen Bereich, charakterisiert werden. Amplitudentests an Avdat Loess haben einen kleinen LVE-Bereich ergeben, wohingegen Ibeco Seal-80, aber auch die tonreichen Substrate aus Brasilien, einen (recht) gut ausgeprägten LVE-Bereich aufweisen. Turbulentes Scherverhalten ist demnach charakteristisch für schluffige Substrate, gleitendes für tonreiche und Tonminerale wie z.B. Montmorillonite. Neben der Interpretation von Scherverhalten lassen sich Aussagen über den Einfluss von Salzen auf die Mikrostruktur treffen: in dem Beispiel des CaCO₃-reichen Loess' kann eine Strukturstabilisierung durch die Zugabe von NaCl-Lösung höherer Konzentration festgestellt werden, hier 0,01M und 0,17M im Vergleich. Ein höherer Kurvenverlauf entspricht einer höheren Fließgrenze τ_y [Pa], wenn die Werte auf die Schubspannung τ bezogen werden, bzw. einer höheren Deformationsgrenze γ_L [%]. In einer zweiten Phase sinken mit zunehmender Deformation die Werte beider Moduli; der elastische Anteil verringert sich unter größerer oszillierender Scherkraft. Eine Deflektion von 0,1mm entspricht beispielsweise einer Deformation von 10%. Das Eintreten dieser Übergangsphase hängt von den Substrateigenschaften ab: bei schluffiger Textur beträgt $\gamma_L =$ ca. 0,01%, bei tonigen Substanzen wie Vertisol oder Bentonit ist $\gamma_L =$ ca. 1%. Auffällig ist ein Anstieg („Knie“) von G'' bei Ibeco Seal-80. Dies ist eine Besonderheit, die mit zunehmendem Gehalt an quellfähigen Tonmineralen signifikanter ausgeprägt ist. Ursache für den Anstieg an Deformationsenergie, ist eine kurzzeitig verstärkte Mikrostruktur durch in den Zwischenschichten vorhandenem Wasser, das in diesem Abschnitt herausgepresst wird. In einer dritten, abschließenden Phase, kommt es zu einer Annäherung der Kurven und letztlich, über einen Schnittpunkt, zu einem divergierenden Verlauf. Die Substanzen haben einen viskosen Zustand (Fließzustand) erreicht: $G'' > G'$, die Struktur ist zerstört.

In weiteren Versuchen sollen Fragen zu möglichen Wertigkeitseffekten von Kationen (Salzen), zu Vibrationseffekten, Textureinflüssen und zur Abhängigkeit substratspezifischen Wassergehaltes erörtert werden. Durch neue Konfigurationen und Modifikationen am Testgerät soll es Ziel sein, das Matrixpotenzial in die Betrachtung mit einzubeziehen.

Ghezzehei, T., Or, D. (2001) Rheological Properties of Wet Soils and Clays under Steady and Oscillatory Stresses. Soil Sci. Amer. J. 65:624-637.
 Fredlund D.G., Rahardjo, H. (1993). Soil Mechanics for Unsaturated Soils John Wiley & Sons, Inc., New York.
 Markgraf, W., Horn, R. (2005). Rheology in soil mechanics - structural changes in soils depending on salt and water content, p. 149-154, In S. L. Mason, ed. Papers presented at the Nordic Rheology Conference, Tampere, Finland, June 1-3, 2005, Vol. 13, 1st ed. IKON, Vällensback.

Stickstofftransport und -umsatz in der gewässernahen und hyporheischen Zone im pleistozänen Tiefland des Elbegebietes – Konzeption und erste Ergebnisse

Meißner R., Neef, T.* , Rode, M., Spindler, J.

1 Problemstellung

Stickstoffumsatz und -retention sind im gewässernahen und hyporheischen Bereich von besonderer Bedeutung. Vor allem in anthropogen stark belasteten Einzugsgebieten stellen diese biogeochemischen Umsetzungsprozesse eine Möglichkeit zur Reduzierung des Stickstofftransportes aus terrestrischen Bereichen in die Fließgewässer dar. Allerdings bestehen Wissensdefizite bei der Quantifizierung der ablaufenden geochemischen Prozesse. Durch das Forschungsvorhaben soll eine Quantifizierung des Stickstoffumsatzes in der gewässernahen und hyporheischen Zone unter Berücksichtigung des hydrologischen Regimes in einem repräsentativen Kleineinzugsgebiet des norddeutschen Tieflandes erzielt werden.

2 Methodik

Zur Umsetzung des Projektes werden Freilandexperimente im Kleineinzugsgebiet Schaugraben nördlich von Stendal in der Altmark durchgeführt. Um die Messfelder an zwei für das Schaugrabengebiet repräsentativen Standorten einrichten zu können, waren zunächst umfangreiche Voruntersuchungen notwendig. Die Festlegung der Messfelder erfolgte in einem zweistufigen Verfahren. Aufbauend auf einer Nitrattransportmodellierung für das gesamte Schaugrabengebiet mit einem reaktiven Transportmodell sowie den geoelektrischen Vorerkundungen erfolgte eine Vorauswahl potentiell geeigneter Standorte. Wichtige Auswahlkriterien waren hierbei neben den berechneten Nitratkonzentrationen im Sicker- und Exfiltrationswasser die Substrateigenschaften des Untergrundes. Auf 12 potentiellen Messfeldstandorten wurden das oberflächennahe Grundwasser und die angrenzenden Oberflächengewässer im regelmäßigen zeitlichen Abstand auf die Stickstoffverbindungen Nitrat, Nitrit und Ammonium sowie die Vor-Ort-Parameter Leitfähigkeit, pH-Wert, Redoxpotential und Sauerstoffgehalt hin analysiert. Drei dieser zwölf Standorte werden seit Februar 2005 monatlich beprobt. Dabei werden im Grund- und Oberflächenwasser die Hauptionen, Silizium, anorganische N-Verbindungen und DOC, DIC analysiert. Zusätzlich wurden die natürlichen

Isotopenvariationen am Nitrat (^{15}N , ^{18}O) bestimmt. Die Isotopenuntersuchungen sollen Hinweise auf die dominierenden Prozesse liefern und eine Identifikation der Hauptquellen der Nitratbelastung im Schaugrabengebiet ermöglichen. Mit Hilfe der Voruntersuchungen wurden repräsentative Standorte zur Errichtung von zwei Messfeldern abgeleitet. Dabei fiel die Wahl zum einen auf einen Standort, der schon im Rahmen der vorangegangenen Projekte im Untersuchungsgebiet Schaugraben für Freilandexperimente genutzt wurde. Bereits vorhandene Daten können so mit neu gewonnenen verglichen werden. Zum anderen wurde ein Standort gewählt, der natürlich hohe NO_3^- -Gehalte aufweist und somit ohne den Einsatz von Tracerexperimenten für Freilandexperimente verwendet werden kann.

3 Ausstattung Messfeld

Messfeld 1 (Abb. 1) liegt im zentralen Bereich des Schaugrabengebietes. Das Messfeld ist mit Grundwassermessstellen, Saugkerzen, Saugsonden sowie FDR- und Temperatursonden ausgestattet. Insgesamt 14 Grundwassermessstellen wurden als Multi-Level-Sampler (MLS) zur tiefenorientierten Probenahme ausgebaut. Mit Hilfe der MLS können gleichzeitig Wasserproben aus verschiedenen Tiefen gezogen werden. Die Entnahmetiefen liegen bei 1,50 m, 3,00 m und 5,00 m unter Geländeoberkante. Somit können Wasserproben aus dem Grundwasserleiter sowie aus dem Grundwasserschwankungsbereich entnommen werden. Es wurden zwei Messtransekte angelegt, die rechtwinklig zur Grundwasserfließrichtung angeordnet sind. Dabei befindet sich ein Transekt direkt an der Böschungskante, ein weiteres in ca. 8 m bis 12 m Entfernung vom Graben. Ca. 6 m dahinter liegt ein Transekt, das aus 5 Grundwassermessstellen besteht. Diese Messstellen sind etwa 3 m tief und dienen zur Injektion des Tracers.

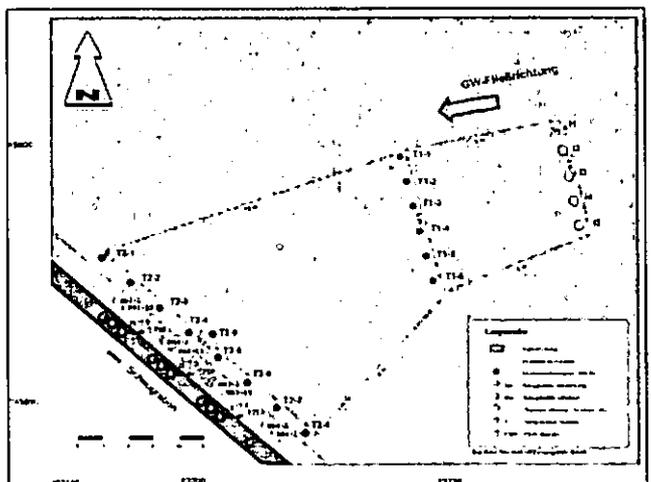


Abb. 1: Schematische Darstellung des Messfeldes I im Gewässernahbereich

* UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung; Lysimeterstation Falkenberg
Dorfstr. 55; 39615 Falkenberg Mail: tina.neef@ufz.de

In die Böschung wurden Saugkerzen in unterschiedlicher Tiefe (1,00 m sowie 1,50 m uGOK) eingebaut. Zusätzlich zu den Saugkerzen erfolgte die Installation von FDR- und Temperatursonden in 0,2 m, 0,4 m sowie 0,6 m uGOK. Die Daten der Sonden werden durch einen Datenlogger gesammelt und können mittels Laptop ausgelesen werden. In den Graben wurden Saugsonden („Sänger-Sonden“) zur tiefengestaffelten Probenahme eingesetzt (Abb. 2). Somit ist es möglich, aus 0,05 m, 0,15 m, 0,25 m und 0,45 m unterhalb der Grabensohle Wasserproben zu entnehmen. Ferner wurden Saugkerzen in einer Tiefe von 0,15 m sowie 0,45 m unterhalb der Grabensohle installiert, um die Methode Saugsonde und Saugkerze vergleichen zu können. Zur Messung des Grundwasserstandes wurden im näheren Umfeld 3 Messstellen als hydrologisches Dreieck abgeteufelt, welche den Grundwasserstand automatisch aufzeichnen.

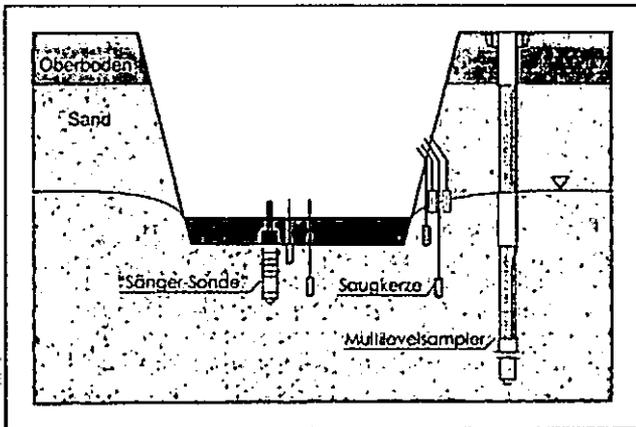


Abb. 2: Schematische Darstellung des Messfeldaufbaus im Querprofil

4 Erste Ergebnisse und Ausblick

Bei dem oberflächennahen Grundwasserleiter des Messfeldes I handelt es sich um einen reduzierten Grundwasserbereich. Das Redoxpotential des Grundwassers liegt im Bereich von 80 bis 150 mV, ein oxidiertes Milieu stellt sich erst bei einem Eh-Wert größer 400 mV ein. Ein weiteres Anzeichen für reduzierende Bedingungen im Grundwasser stellen die gemessenen Sauerstoffgehalte dar, welche im Bereich von 0,4 bis 0,6 mg/l O₂ liegen. Dies entspricht einer Sättigung von 3,5 bis 5 %. Der pH-Wert des Wassers befindet sich im neutralen bis schwach alkalischen Bereich. Anhand der gemessenen Leitfähigkeiten, die im Bereich von 400 bis 900 µS/cm liegen, lässt sich das Grundwasser des Schaugrabens als gut mineralisiertes Grundwasser einstufen.

Weiterhin lassen sich aus den hydrochemischen Analysen Aussagen zur Grundwasserbeschaffenheit treffen. Das Grundwasser ist vom Typ Ca-HCO₃-SO₄. Die Ca-Gehalte liegen im Bereich von 60 bis 100 mg/l, wobei im Grund-

wasserschwankungsbereich auch Konzentrationen von bis zu 200 mg/l auftreten können. Somit stellt Ca das Hauptkation dar. Mit Konzentrationen von 200 bis 600 mg/l bildet Hydrogenkarbonat das Hauptanion des Grundwassers. Daneben treten Sulfat-Gehalte von 30 bis 100 mg/l auf. Allerdings sind die Sulfatkonzentrationen in vielen Messstellen tiefenabhängig. So wurde in den Messstellen beobachtet, dass im Grundwasserschwankungsbereich sowie in 3 m Tiefe höhere Sulfat-Gehalte auftreten als in 5 m Tiefe. Allen Wässern gleich ist der starke faulige Geruch, was auf Schwefelwasserstoff im Grundwasser hinweisen kann. H₂S ist ebenfalls ein chemisches Merkmal reduzierender Grundwässer.

Die Nitratgehalte des Grundwassers liegen überwiegend im nicht nachweisbaren Bereich. Die höchsten gemessenen Konzentrationen im Grundwasser waren kleiner als 2 mg/l NO₃-N. Auch im Bereich der Böschung und im Graben selbst liegen die Nitratgehalte unterhalb der Nachweisgrenze. Im Gegensatz dazu wird bei den Ammoniumkonzentrationen im Grundwasser ein deutlicher Anstieg der Gehalte mit der Tiefe sichtbar. Im Graben liegen die NH₄-Gehalte bei 1 bis 3 mg/l. Alle gemessenen Nitritkonzentrationen liegen im Bereich von 0,02 mg/l.

Anhand des bisher durchgeführten Monitorings konnte festgestellt werden, dass erhöhte Ammoniumgehalte und niedrige Redoxpotentiale auf reduzierte Bedingungen im Grundwasser hinweisen. Hohe Sulfatkonzentrationen im reduzierten Grundwasserbereich können ein Indiz für Denitrifikationsvorgänge darstellen. Umfassende Aussagen über den Nitratabbau durch Denitrifikation im bachnahen und hyporheischen Bereich werden aus dem momentan stattfindenden Tracerversuchen abgeleitet. Es sind getrennte Traceruntersuchungen zum Stickstoffumsatz im Sommer und im Winter vorgesehen. Des Weiteren erfolgt die Anlage eines zweiten Messfeldes, dessen Standort natürlich hohe Nitrat-Gehalte aufweist und somit ohne den Einsatz von Tracer für Freilandexperimente verwendet werden kann.

Danksagung: Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft gefördert, Geschäftszeichen RO 2214/1-3.

Verbesserte Methode zur Bestimmung der Retentionsfunktion aus statischen Säulenexperimenten

A. Peters¹ und W. Durner¹

Einleitung

Für die Beschreibung der Wasserbewegung in der ungesättigten Bodenzone mit der Richardsgleichung werden die Retentions- und die Leitfähigkeitsfunktion benötigt. Bei der Schätzung der Retentionsfunktion aus hydrostatischen Gleichgewichtsexperimenten wird üblicherweise so vorgegangen, dass der für eine Druckstufe gemessene mittlere Wassergehalt in einer Bodensäule $\bar{\theta}_i$ dem jeweiligen mittleren Matrixpotenzial \bar{h}_i zugeordnet wird. An die so erhaltenen Datenpaare kann dann eine parametrische Retentionsfunktion $\theta(h)$ unter Minimierung einer sogenannten Zielfunktion angepasst werden. Dieses Konzept, das im folgenden „klassische Methode“ genannt wird, ist strikt nur korrekt für lineare $\theta(h)$ -Beziehungen.

Ziel dieses Beitrags ist es, in einer Sensitivitätsstudie die Größe des durch die Linearisierungsannahme gemachten Fehlers in Abhängigkeit von Bodenmaterial und Säulenhöhe darzustellen, sowie die Auswirkungen auf Folgefehler, wie die Wahl des falschen Retentionsmodells und die Fehlerfortpflanzung bei der Leitfähigkeitsvorhersage zu beleuchten. Es wird weiter gezeigt, wie der Fehler durch eine korrekte Formulierung der Zielfunktion („integrale Methode“) vermieden werden kann.

Material und Methoden

Funktionsanpassung

Die zu minimierende Zielfunktion für die integrale Methode wird durch Gleichung 1 beschrieben:

$$\Phi(\beta) = \sum_{i=1}^r w_i \left[\bar{\theta}_i - \frac{1}{L} \int_{h_{L,R}}^{h_{U,R}} \theta(\beta, h) dh \right]^2 \quad (1)$$

wobei r die Anzahl und w_i die Wichtungen der Messungen sind. L ist die Säulenhöhe, h_{UR} und h_{OR} sind die Potenziale am unteren, bzw. am oberen Rand und β ist der zu optimierende Parametervektor. Die Modellvorhersage ist in diesem Fall das Integral der Wassergehaltsverteilung über die in der Bodensäule herrschende hydrostatische Potenzialverteilung.

Sensitivitätsanalyse

Im ersten Teil der Sensitivitätsstudie wurden ausgehend

von einem Standardszenario mit einer Säulenhöhe L von 4 cm und der van Genuchten-Funktion ($\alpha = 0.2$ [cm⁻¹], $n = 8.0$, $\theta_r = 0.05$, $\theta_s = 0.4$, $m = 1-1/n$) die Parameter L , α und n variiert. Mit den einzelnen Parametersätzen wurden synthetische „Messdaten“ erzeugt, an denen dann das van Genuchten-Retentionsmodell mit der klassischen Methode angepasst wurde.

Im zweiten Teil wurden synthetische Messdaten für ein Brooks-und-Corey-Modell und einer bimodalen van Genuchten-Funktion erzeugt, um aufzuzeigen, dass die klassische Methode zu der Wahl des „falschen“ Retentionsmodells führen kann.

Im dritten Teil wurde das Mualem-Integral für die wahren und für die klassisch geschätzten Retentionsfunktionen gelöst um die Fortpflanzung des Linearisierungsfehlers in die relative hydraulische Leitfähigkeitsfunktion zu untersuchen.

Anwendung auf Realdaten

Weiterhin wurde ein statisches Säulenexperiment mit einem realen Boden (Grobsand, Körnung 0.3 bis 0.9 mm) in einer 13.8 cm hohen Säule durchgeführt, um anhand der Daten die klassische Methode mit der Integralen zu vergleichen.

Ergebnisse und Diskussion

Der Linearisierungsfehler kann mit Zunahme von α und n (hier nicht gezeigt), oder bei Zunahme der Säulenhöhe (Abb. 1a), beträchtlich werden. Daraus folgt, dass bei groben, gut sortierten Materialien und relativ hohen Säulen die klassische Methode zu großen systematischen Fehlern in der Schätzung der Retentionsfunktion führt.

Abbildung 1b demonstriert beispielhaft die Auswirkungen des Linearisierungsfehlers auf die Modellwahl. Gezeigt sind die vorgegebene Brooks-und-Corey-Funktion, sowie die daraus resultierenden „Messdaten“. Diese Daten sind um den Luftertrittspunkt stark geglättet und verleiten dazu, ein anderes Modell zu wählen. Das klassisch gefittete van Genuchten-Modell zeigt eine außerordentlich gute Anpassung. Faktisch wird hier jedoch ein „falsches“ Modell an „falsche“ Daten angepasst. Die Auswirkungen des Linearisierungs- und Modellfehlers auf die Vorhersage der Leitfähigkeitsfunktion sind in Abb. 1c und 1d am Beispiel einer bimodalen Retentionskurve dargestellt. Wie bei der Brooks-und-Corey-Funktion werden durch die klassische Methode scharfe Änderungen geglättet. Wird aus der Retentionskurve die relative Leitfähigkeitsfunktion abgeschätzt, so kann die wahre Funktion um eine Größenordnung unterschätzt werden.

¹Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig. e-mail: a.peters@tu-bs.de

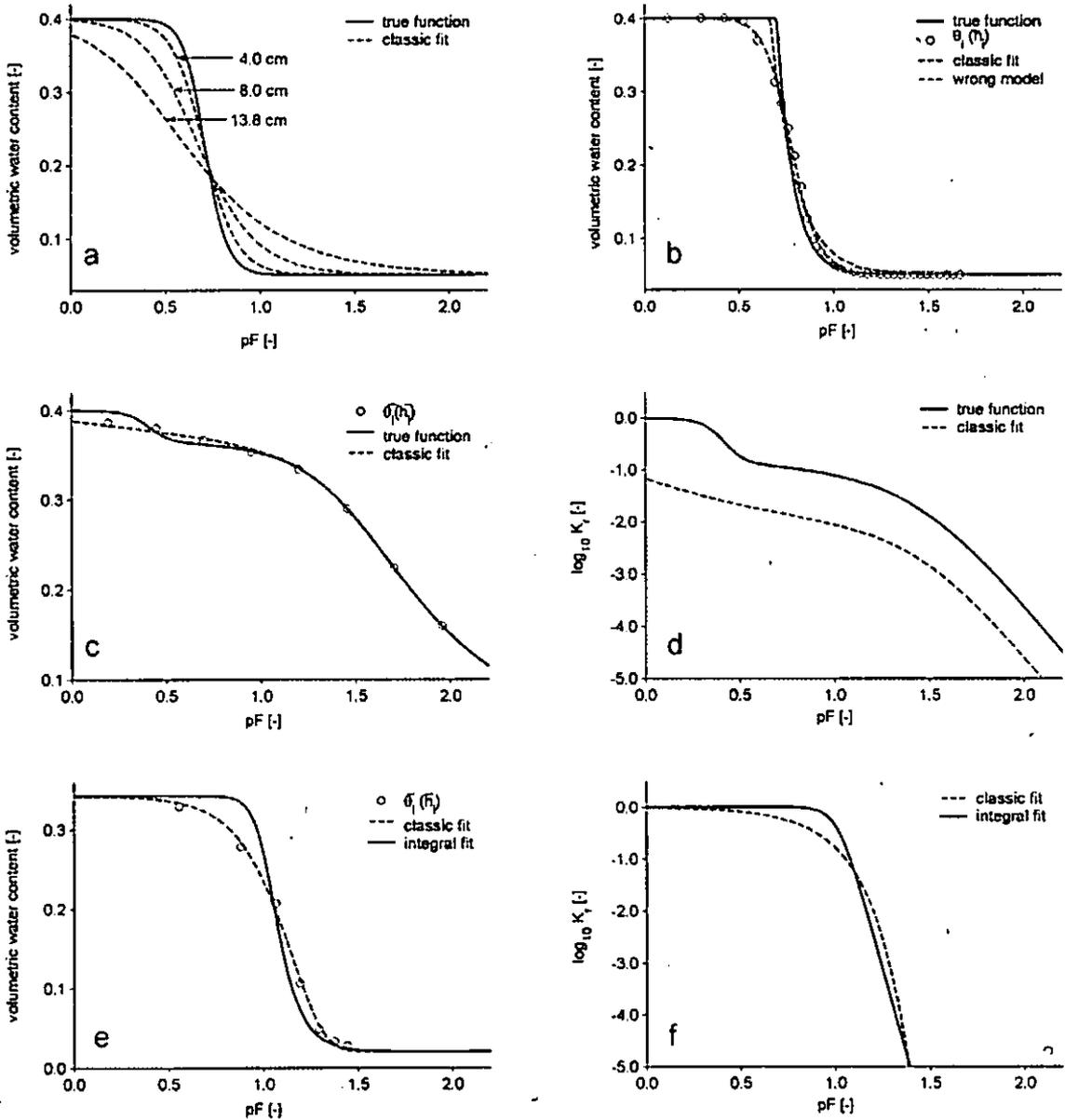


Abb. 1: a) Van Genuchten-Retentionsfunktionen, Vergleich der wahren Funktion mit den mit der klassischen Methode ermittelten; Säulenlänge L variiert. b) Illustration der Auswirkungen des Linearisierungsfehlers auf die Modellwahl; wahre Funktion: Brooks und Corey; „falsche“ Funktion: van Genuchten. c) Vergleich einer wahren Funktion mit klassischem Fit bei einer bimodalen Retentionsfunktion. d) Vorhersage der relativen hydraulischen Leitfähigkeit aus c) mit dem Mualem-Integral. e) Anwendung der klassischen und integralen Methode auf reale Messdaten. f) aus e) resultierende Vorhersage der relativen hydraulischen Leitfähigkeit.

In Abb. 1e sind die realen Messdaten und die Retentionsfunktionen aus der klassischen und der integralen Methode dargestellt. Auch hier ist eine deutliche Abweichung der beiden Methoden zu erkennen. Die daraus resultierende Abweichung der vorhergesagten relativen hydraulischen Leitfähigkeit nach Mualem ist in Abb. 1f zu sehen.

Schlussfolgerungen

Bei der klassischen Methode zur Schätzung der Retentionsfunktion aus hydrostatischen Gleichgewichtsexperimenten wird immer ein Linearisierungsfehler

gemacht. Dieser ist umso größer, je Länger die Säule, je grobkörniger das Material und je enger die Porengrößenverteilung ist. Weiterhin kann die Nichtberücksichtigung des Linearisierungsfehlers zur Wahl eines „falschen“ Retentionsmodells verleiten und die Leitfähigkeitsvorhersage verfälschen.

Der Fehler kann durch die integrale Formulierung der Zielfunktion bei der Parameterschätzung nach Gl. (1) ohne weiteres vermieden werden. Ein Programm hierzu, das gängige Typen von Retentionsfunktionen umfasst, wird auf www.soil.tu-bs.de bereitgestellt werden.

Bodenwasserhaushalt in Graslandökosystemen der Inneren Mongolei / VR China

S. Peth¹, J. Krümmelbein¹, Z. Wang², Z. Ying³ & R. Horn¹

1. Problemstellung

China wird von ca. 400 Mio. ha Grasland bedeckt, wovon derzeit etwa $\frac{3}{4}$ als Weideland unter Nutzung stehen. Die intensivierete Weidenutzung hat in den vergangenen Jahren zu einem Rückgang der Primärproduktion zusammen mit einer Abnahme an org. Substanz und Nährstoffen im Boden geführt. Unter den gegebenen semiariden Bedingungen in der Inneren Mongolei ($N \sim 300 - 400$ mm, $ET_{pot} \sim 2800$ mm) ist Wasser eine der wichtigsten Steuergrößen für das Pflanzenwachstum.

2. Untersuchungsgebiet und Methode

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Inneren Mongolei auf den Versuchsflächen des „Chinese Ecological Research Networks“ (CERN) ca. 500 km nördlich von Peking. Um den Einfluss der Beweidung auf den Wassertransport auf der Pedonskala zu untersuchen, wurden an unterschiedlich beweideten Standorten (Durchgehend beweidet 1,6 Schafeinheiten/ha; Winterweide 1,6 Schafeinheiten/ha; Unbeweidet seit 1979) Bodenwassergehalte (Theta-Sonden) und Wasserpotenziale (Watermark-Sensoren) in mehreren Tiefen kontinuierlich aufgezeichnet. Die Messungen wurden entlang einer Transekte an drei Parallelen im 15 m Abstand durchgeführt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Abbildung zeigt den zeitlichen Verlauf der Bodenwassergehalte sowie Wasserpotenzialänderungen (nur für den Standort „Unbeweidet seit 1979“) von Anfang August bis Ende September 2004. Die in diesem Zeitraum

gemessenen Niederschläge sind als Balken hinterlegt. Nach längeren Trockenphasen sinken die Wassergehalte bei den beweideten Standorten in der obersten Bodenschicht stärker als bei dem unbeweideten Standort, mit Ausnahme von Profil „Durchgehend beweidet (2)“. Dies kann mit einer erhöhten Evaporation als Folge eines niedrigeren Bedeckungsgrades auf den beweideten Flächen zusammenhängen. In einer Tiefe von 40 cm verzeichnet das unbeweidete Profil im Mittel eine deutlich höhere Bodenfeuchte. Da Texturunterschiede zwischen den Varianten als gering einzustufen sind, kommen geringere Verdunstungsverluste an der Bodenoberfläche unterhalb der durch Beweidung nicht gestörten Pflanzendecke, die einen länger abwärts gerichteten Sickerwasserstrom erlauben, als mögliche Erklärung in Betracht. Eine niedrige ungesättigte Wasserleitfähigkeit des rasch austrocknenden Oberbodens verhindert zudem einen nennenswerten kapillaren Wiederaufstieg aus den unteren Bodenhorizonten, wie der Verlauf des Wasserpotenzials vom unbeweideten Profil andeutet (Abbildung links unten).

4. Fazit und Ausblick

Die bisherige Datenlage lässt noch keine eindeutigen Rückschlüsse des Beweidungseffektes auf den Bodenwasserhaushalt zu. Die ersten Ergebnisse zeigen jedoch eine Tendenz zu einer höheren Bodenfeuchte im Unterboden der unbeweideten Fläche an, was für die Wassersversorgung der Pflanzen in Trockenphasen über tieferreichende Wurzeln von großer Bedeutung sein kann. Die Messkampagne wird in den nächsten zwei Jahren auch über die Wintermonate fortgesetzt. Mit den gewonnenen Daten wird das hydraulische Modell HYDRUS-1D validiert.

¹ Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, e-mail: s.peth@soils.uni-kiel.de

² China Agricultural University, Beijing, VR China

³ Chinese Academy of Science, Nanjing, VR China

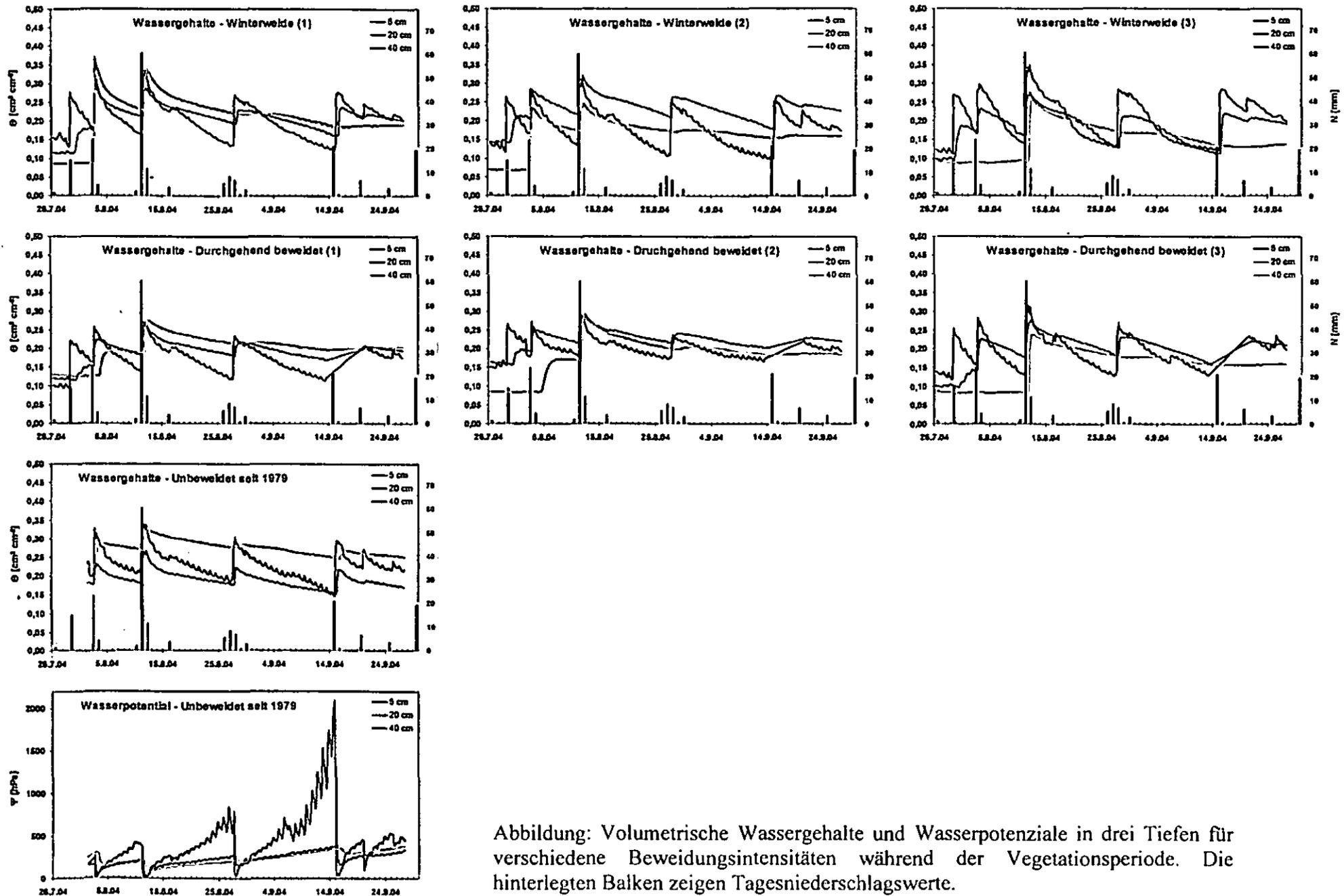


Abbildung: Volumetrische Wassergehalte und Wasserpotenziale in drei Tiefen für verschiedene Beweidungsintensitäten während der Vegetationsperiode. Die hinterlegten Balken zeigen Tagesniederschlagswerte.

Changes of nonrigid soil structure upon wetting and drying cycles

X. Peng, R. Horn

Two homogeneous Gleysols ranging from soil texture (silty Calcic Gleysol and clayey Dystric Gleysol) and pore structure (1.2, 1.4 and 1.6 g cm⁻³) were investigated soil shrinkage and swelling behavior upon up to three wetting and drying (w/d) cycles. With increasing bulk density, soil structural shrinkage and residual shrinkage obviously became narrower while the other parts of soil shrinkage and soil swelling were similar. Shrinkage and swelling capacities of the clayey Dystric Gleysol were significantly higher than those of the silty Calcic Gleysol. With increasing w/d cycles, the residual void ratio values increased significantly between the first and the second cycles and reached an equilibrium after the third wetting and drying cycles while the saturated void ratio did not change much.

Materials and Methods

Two Gleysols (FAO) with different textures and located under pastures in the southern part of the federal state Schleswig-Holstein, Germany, were collected in April, 2004. Some properties are listed in Table 1. The sieved <2 mm particles were repacked into three levels of bulk density of 1.2, 1.4 and 1.6 g cm⁻³.

Table 1 Selected soil properties of investigated soils

Soil type	Sand	Silt	Clay	Organic C	pH	CEC
	g kg ⁻¹			(H ₂ O)		mmol kg ⁻¹
Calcic Gleysol	74	577	349	14	7.25	91
Dystric Gleysol	200	151	649	5	4.1	59

The saturating soil cores were air-dried continuously until a quasi equilibrium. They were changed to be oven-dried from 40 °C, 70 °C to 105 °C step by step. After complete dryness was achieved, soil cores were wetted by

water vapour step by step until reaching the quasi equilibrium. Soil cores were shifted to saturate by capillary rise of water from the bottom. This called as one complete w/d cycles. The soil cores were continued to the second and third w/d cycles. Soil weight and height were measured and soil shrinkage and swelling was assumed to be isotropic¹.

Results and Discussion

Soil volume decreases with decreasing pressure head (Fig. 1). Both two investigated soils start the deformation at -6 kPa. But the deformation of Calcic Gleysol is still low at 15 kPa except for the lowest bulk density. Among the higher pressure head (>-50 kPa), the deformation of Calcic Gleysol is higher than that of Dystric Gleysol. However, the phenomena is on the contrary at the lower pressure head of -500 kPa except for the highest bulk density. At a given pressure head, the lower the bulk density, the higher soil deformation is.

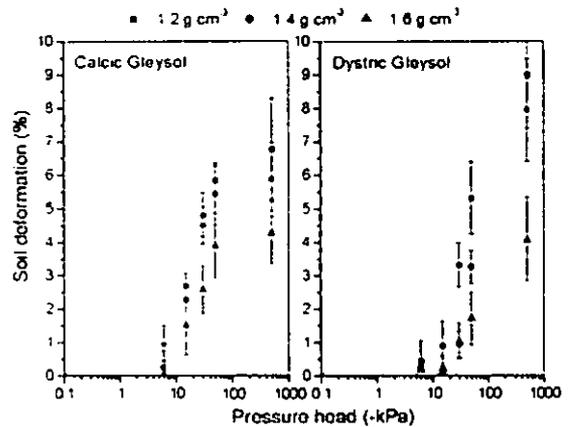


Fig. 1. Soil deformation as a function of pressure head

Fig. 2 shows the selected measured shrinkage and swelling curves of the two soils as a function of bulk density. The dot lines are the fitted line by Peng and Horn's model². All soil shrinkage curves are sigmoidal, but not for the soil swelling curves. Bulk density influences soil shrinkage and swelling distinctly, especially the structural shrinkage and the residual swelling. The lower the bulk density results in the wider structural shrinkage and residual swelling. However, the

Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Olshausenstraße 40, D-24118 Kiel

other three shrinkage ranges and the virgin swelling between different bulk densities seem parallel and similar ranges.

A hysteresis is proofed in $e(\theta)$ between soil shrinkage and swelling. At a given water content, soil volume during swelling is higher than during shrinkage except the part of closing to saturation, where more entrapped pore air within the soil matrix is expected during wetting. For the bulk density of 1.2 g cm^{-3} , soil volume is smaller than original condition after a complete w/d cycles, but this finding is not true for the higher bulk density.

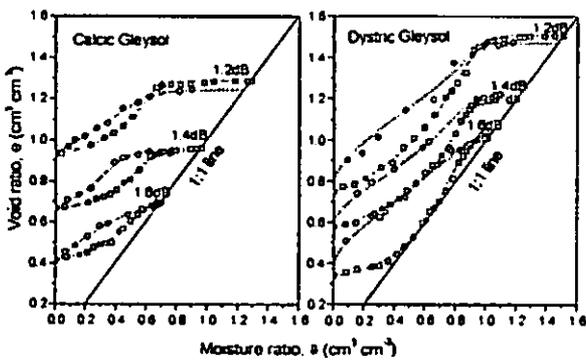


Fig. 2. Soil shrinkage (open squares) and swelling (open circles) curves as a function of bulk density.

Fig. 3 shows an example of shrinkage and swelling curves as affected by w/d cycles. Among the first three wetting and drying cycles, soil shrinkage curve is more sensitive than soil

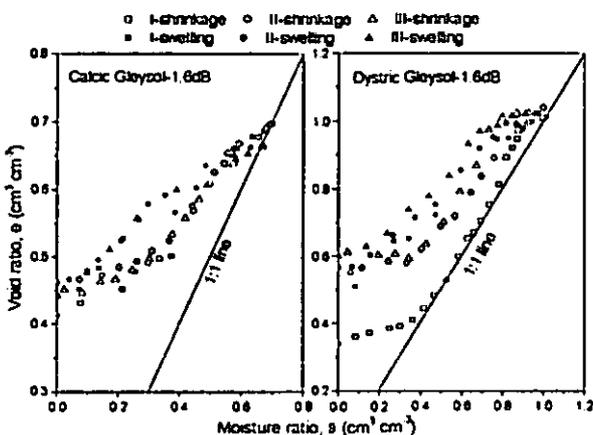


Fig. 3. Soil shrinkage and swelling as a function of w/d cycles

swelling curve. An obvious difference between the first and the second shrinkage path is proofed, especially in clayey Dystric Gleysol. Void ratio values of the second drying are higher than those of the first drying. However, such difference disappears between the second and third dryings.

Conclusions

This study presents a hysteresis between soil shrinkage and swelling for two Gleysol ranging from soil texture and bulk density. All soil shrinkage curves are sigmoidal but not for soil swelling. After up to three w/d cycles, the saturated void ratio does not changed much while the residual void ratio increases significantly between the first and second dryings. The silty Gleysol has significantly smaller shrinkage and swelling capacity than the clayey Gleysol, but a wider structural shrinkage at a given bulk density. With increasing bulk density, the ranges of structural shrinkage and residual swelling decrease obviously while other shrinkage and swelling zones are kept similar. This work indicates soil properties like soil texture and pore structure influence soil shrinkage and swelling behavior even if the pedogenesis and the main clay mineralogy are same.

Acknowledgements

First author thanks the Max-Planck Foundation for providing the fellowship for postdoctoral research at Christian-Albrechts University.

References

¹Bronswijk, J.J.B., 1990. Shrinkage geometry of a heavy clay soil at various stresses. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 1500-1502.
²Peng, X., Horn, R., 2005. Modeling soil shrinkage curve across a wide range of soil types. *Soil Science Society of America Journal*, 69, 584-592.

Röntgen-computertomographische Charakterisierung von Gefügeveränderungen im Umfeld einer wachsenden Zuckerrübe

H. Rogasik¹⁾, I. Onasch¹⁾, O. Tomanová²⁾, und H.-J. Koch²⁾

1. Einleitung

Das sekundäre Dickenwachstum der Zuckerrübe führt zur Ausbildung eines Rübenkörpers mit einem Durchmesser von bis zu 12 cm. Während der Wachstumsphase wird das Gefüge des umgebenden Bodens verändert. Um diesen Prozeß zu charakterisieren, wurden großvolumige Bodensäulen mit mittig angeordneter Zuckerrübe differenziert für konventionelle und konservierende Bodenbearbeitung röntgen-computertomographisch untersucht.

2. Material und Methode

Versuchsstandort Harste bei Göttingen:

Lößboden (Pseudovergleyte Parabraunerde), Ap-Horizont langjährig konventionell (30 cm tief gepflügt) und konservierend (10 cm tief gegrubbert) bearbeitet.

Bodenproben:

Entnahme ungestörter Bodensäulen (h: 18 cm, d: 19 cm) aus 1-19 cm Tiefe 130 Tage nach Aussaat (Abb. 1), kontinuierlich mit einer Scheiben- und Pixelauflösung von 0,2 cm bzw. 0,046 x 0,046 cm² gescannt.

Verfahren zur Quantifizierung des Bodengefüges:

-Scheibenweise Berechnung des arithmetischen Mittels der Hounsfieldeinheiten (HE) der Basisvoxel (kleinste Untereinheiten) des die Zuckerrübe umgebenden Bodens (Gl. [1])

$$HE_b = \frac{A_1 HE_{zrb} - A_2 HE_{zr}}{A_1 - A_2} \quad [1]$$

HE_b: HE_{zr}: HE-Wert des Bodens bzw. der Zuckerrübe
HE_{zrb}: HE-Wert von Zuckerrübe + Boden
A₁, A₂: Querschnitte der Bodensäule bzw. Zuckerrübe, cm²

-Berechnung der Lagerungsdichte des Bodens (Gl. [2])

$$d_B = \frac{d_F d_w (HE_b + 1000)}{d_w (HE_{Festsubstanz} + 1000) + 1000 d_F w} \quad [2]$$

d_B: Lagerungsdichte des Bodens, Mg m⁻³
d_F, d_w: Festsubstanzdichte und Dichte von Wasser, Mg m⁻³
HE_{Festsubstanz}: HE-Wert der Festsubstanz des Bodens
w: Gravimetrischer Wassergehalt des Bodens, kg kg⁻¹

3. Ergebnisse

-Zwischen dem Zuckerrübenquerschnitt und der Lagerungsdichte des umgebenden Bodens bestand kein Zusammenhang. Im Bereich niedriger Probenahmetiefen wurde der Boden durch die Zuckerrübe nach oben gedrückt (Abb. 2).

- Bei der Variante konservierende BB stellte sich unterhalb der bearbeiteten Bodenschicht eine höhere Lagerungsdichte von 1,50 Mg m⁻³ ein (Rogasik et al., 2005). Die Rübenwurzeln wurden durch diese dicht gelagerte Unterkrume in ihrem Längen- und Dickenwachstum gehemmt (Abb. 2b).

-In den Bodensäulen beider Bearbeitungsvarianten zeigten sich radial angeordnete Risse, die ihren Ursprung an der Rübenkörperoberfläche haben und die gesamte Säule durchziehen (Abb. 2). Sie sind auf den mechanischen Aufbruch ursprünglich konzentrischer Verdichtungszone um die Rübenwurzel in früheren Entwicklungsstadien zurückzuführen.

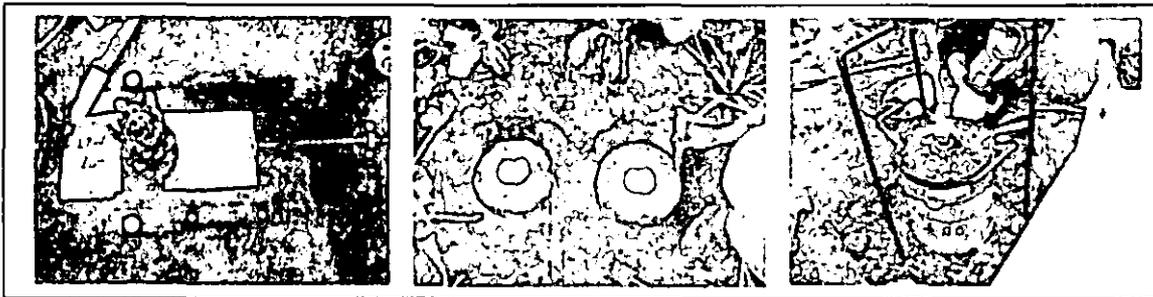


Abb. 1: Vorbereitung der Bodenprobenahme

1) Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e. V. Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung

2) Institut für Zuckerrübenforschung Göttingen

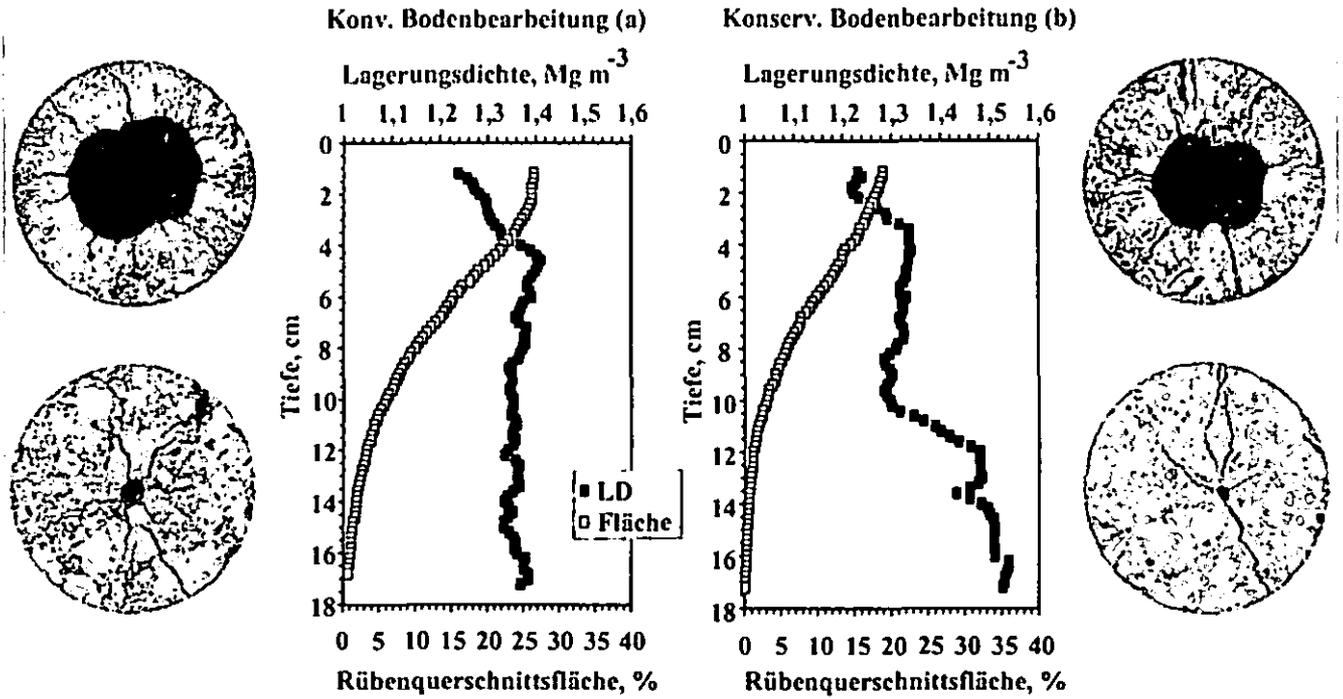


Abb. 2: Tiefenverteilung der Lagerungsdichten, prozentuale Anteile der Rübenquerschnitte und Röntgenschnittbilder bei konventioneller (a) und konservierender (b) Bodenbearbeitung

4. Schlußfolgerungen

Durch die röntgen-computertomographischen Untersuchungen war es möglich, die Bodengefügeveränderungen in der Wachstumsphase der Zuckerrüben zu interpretieren. Weiterführende Untersuchungen sollen zeigen, ob die höhere Lagerungsdichte und der daraus resultierende mechanische Stress Ursache der in dem vorliegenden Versuch langjährig beobachteten Mindererträge nach konservierender BB sein können.

Literatur

Rogasik, H., I. Onasch, O. Tomanova, H.-J. Koch & H.H. Gerke. 2005. Morphologische Gefügedifferenzierung bei "natürlichen" und gestörten Lössböden auf der Grundlage röntgen-computertomographischer Untersuchungen. Mitteiln. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 106, 47-48.

Beschreibung von Fließstrukturen und präferentiellen Fluss in Paddy-Reisfeldern

¹Till Sander und Horst H. Gerke

Einleitung

Beim Nassreisanbau dient das sogenannte „Puddling“ u.a. zur Verdichtung des Bodens, um eine Überstaubewässerung zu ermöglichen. In der verdichteten Pflugschleife von Paddy Reisfeldern wurden jedoch präferentielle Fließwege entdeckt, welche durch schrumpfungsbewingte Rissbildung und biologische Aktivität gebildet werden können (Mori et al. 1999, Wopereis et al. 1994).

Dadurch könnte eine schnelle Stoffverlagerung bis ins Grundwasser stattfinden. Umweltproblematiken, wie z. B. die unbeabsichtigte Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durch Düng- und Pflanzenschutzmittel erlangen zunehmende Bedeutung in der Volksrepublik China, sind bisher jedoch wenig untersucht. Bislang fehlt es an ausreichender Quantifizierung und experimentellen Nachweisen der Beziehungen zwischen Porenstrukturen und ihrer zeitlichen Dynamik (z. B. Rissbildungs- und -schließungsvorgänge) zur Beschreibung der Prozesse. Das Ziel der hier vorgestellten Arbeiten ist die Identifikation von präferenziellen Fließwegen in Böden von Paddy Reisfeldern durch die Analyse von Fließmustern und CT-Aufnahmen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt im subtropischen SE-China in der Provinz Jiangxi. Die zwei untersuchten, ca. 100 und 300 m², großen Terrassen im hydrologischen Kleinzugsgebiet ‚Sunjian‘ werden seit über 20 Jahren als Paddy-Reisfelder bewirtschaftet. Die Fruchtfolge besteht aus zweimaligem Reisanbau (*Oryza Sativa*) mit Überstaubewässerung und winterlicher Leguminosen-Grünbrache. Zur Brachezeit mit Austrocknung und Rissbildung erfolgt eine zeitweilige Überstaubung bei Bewässerung der Zwischensaat, sowie zufällig bei größeren Niederschlägen.

Auf zwei Paddy-Feldern wurden (Anfang Nov. 2004) Farbtracer-Infiltrationsexperimente durchgeführt. Auf einer Fläche von 1 m² wurden 50 l Brilliant Blau (Konzentration: 5 kg m⁻³) als Puls appliziert. Das Mikrorelief blieb erhalten und wurde aufgenommen. Bodenprofile wurden schichtweise aufgegraben und fotografiert. Die Profile wurden je zur Hälfte in vertikaler und horizontaler Richtung aufgenommen. Im selbstprogrammierten Bildauswertungsverfahren auf Basis von Matlab 6.5 wurden gefärbte von ungefärbten Flächen unterschieden, die Häufigkeit der Farbflächenverteilung ermittelt und die Form der Fließmuster nach Gleichung 1 ausgewertet.

$$U = \frac{2n+2}{n} \cdot \sqrt{A} \quad (1)$$

n < 4 „bioporenartig“
 4 < n < 10 „mittel“
 n > 10 „rissartig“;
 A: Fläche, U: Umfang

Ungestörte Bodensäulen (Durchmesser 10 cm, Tiefen 5-23 cm und 25-42 cm) wurden mitsamt der Pflugschleife und des Übergangs zum Unterboden aus Bodenmonolithen freigeschnitten und mittels eines medizinischen Computertomographen gescannt. Eine qualitative Auswertung von Makrostrukturen und Bodengefüge erfolgte anhand der Strahlenabschwächung (in Hounsfieldeinheiten).

Ergebnisse

Farbtracerverteilung

Die Farbe kann bis in Tiefen von 84, 94 und über 120 cm nachgewiesen werden. Ein Großteil der Bodenmatrix bleibt gänzlich undurchflossen (75, 79 und 80 %), dagegen grenzen sich präferenzielle Fließwege farblich deutlich ab.

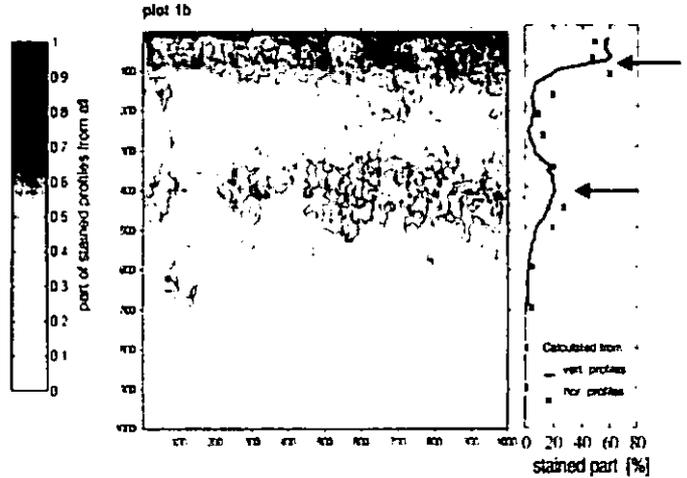


Abb. 1.: Superposition aus 12 binarisierten, vertikalen Profilen mit Tracerfärbung und Farbflächenverteilung (durchgängige Linie aus vertikalen Profilen, Kreuze aus horizontalen Profilen berechnet). Lokale Maxima treten ober- und unterhalb der Pflugschleife und dem darunter liegendem verdichteten Horizont, auf.

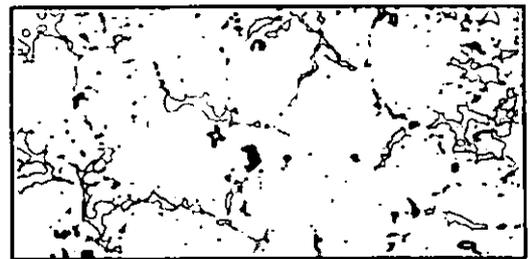


Abb. 2.: Horizontales Profil mit klassifiziertem Farbmuster nach Gl. (1) (hellgrau=„rissartig“, dunkelgrau=„mittel“, schwarz=„bioporenartig“), Tiefe 17 cm.

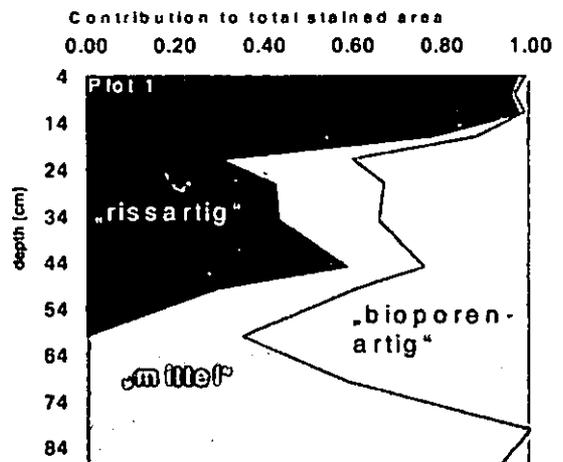


Abb. 3.: Verteilung klassifizierter Farbmuster über die Tiefe

¹Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, E-mail: till.sander@zalf.de, hgerke@zalf.de

Oberhalb der Pflugsohle erfolgt horizontale Ausbreitung des Farbstoffes in horizontalen Rissen (Abb. 1 bis 3). Bioporen und vertikale Risse sind in der unbearbeiteten Pflugsohle erkennbar. Das horizontal vernetzte Rissystem nimmt mit der Tiefe an Bedeutung ab, die Bioporen im Verhältnis jedoch zu Risse sind im Vergleich zu Bioporen die dominanten Fließwege in der Pflugsohle. Austausch zwischen Makroporen und der Bodenmatrix ist oberhalb und unterhalb stärker als innerhalb des verdichteten Horizonts (15 bis 30 cm).

CT-Visualisierung

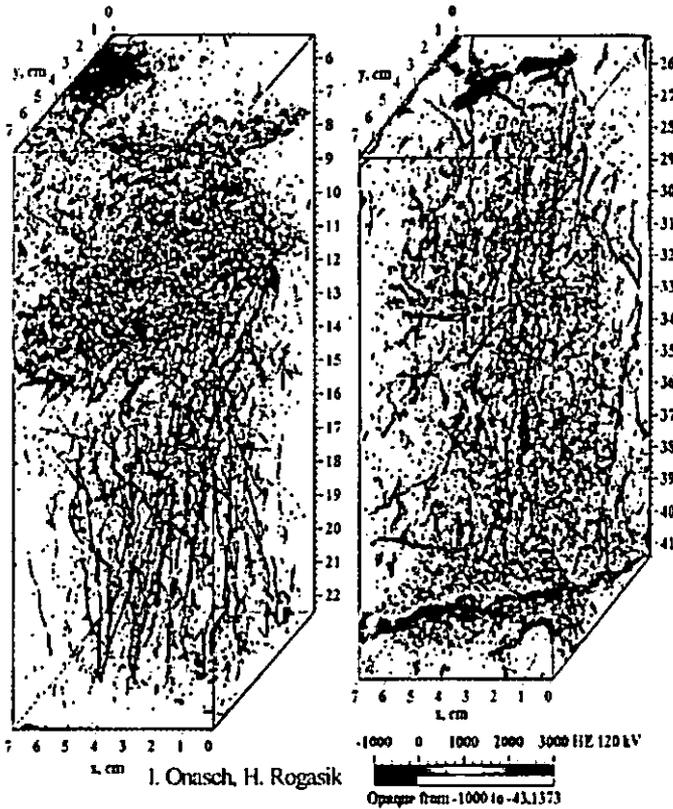


Abb. 4: 3-D-Visualisierung von Porenstrukturen. Dargestellt sind Bereiche mit Strahlenabschwächung kleiner 0 Hounsfieldeinheiten

Zahlreiche vertikale Bioporen reichen durch den verdichteten Horizont hindurch (Abb. 4.). Horizontale Risse befinden sich unmittelbar auf der Pflugsohle (Tiefe ca. 13 cm). Bei visueller Inspektion von CT-Aufnahmen (Abb. 5) zeigt sich ober- und unterhalb aber nicht innerhalb des verdichteten Horizonts ein Aggregatgefüge (Abb. 5).

Schlussfolgerungen

- Die Pflugsohle kontrolliert den Fluss.
 - „Puddling“ kann jedoch präferentiellen Fluss nicht verhindern.
 - Risse in der Pflugsohle werden nicht völlig zerstört.
 - Es erfolgt keine vollständige Rissschließung durch Rückquellung bei plötzlichem Überstau (z.B. im Farbstoffversuch)
 - Die qualitative Übereinstimmung zwischen Bodenstruktur und Farbstoffverteilung deutet an, dass die Bodenstruktur entlang von Rissen maßgeblichen Einfluss auf den horizontalen Fluss aus Rissen in die Matrix hat.
 - Bei Überstau während der Brachzeit muss mit präferenzialer Stoffauswaschung gerechnet werden.
- In weiterführenden Arbeiten soll nach Ermittlung der hydraulischen Parameter und durch modellgestützte Analysen eine quantitative Berechnung von Flüssen in den Fließstrukturen erfolgen.

Danksagung

Die Feldarbeiten wurden in Kooperation mit der Ecological Experimental Station of Red Soil und dem Institute of Soil Science, Chinese Academy of Sciences, Nanjing, durchgeführt. Wir danken unseren chinesischen Partnern Prof. Dr. Zhang Bin, Li Jiangtao, Bi Lidong und Yue Xing sowie den Mitarbeitern des ZALF Robert Bartsch, Norbert Wypler, Dr. Helmut Rogasik und Ingrid Onasch für Ihre Unterstützung.

Dieses Projekt wird durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (GE 990/5-1).

Literatur:

Mori, Y., T. Maruyama, and T. Mitsuno. 1999. Soft X-ray radiography of drainage patterns of structured soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:733-740.

Wopereis, M. C. S., J. Bouma, M. J. Kropff, and W. B. Sanidad. 1994. Reducing bypass flow through a dry cracked and previously puddled rice soil. *Soil & Tillage Research* 29:1-11.

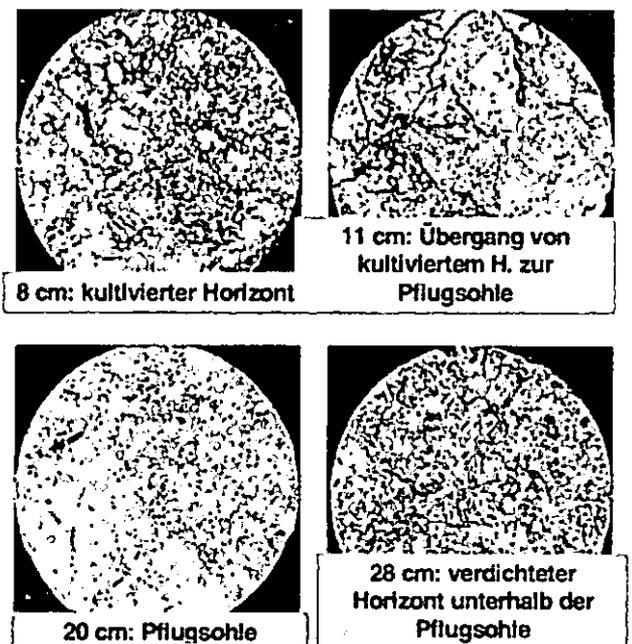


Abb. 5: Beispiele von CT-Aufnahmen in verschiedener Tiefen. Strukturen aus Bereiche mit hohen und niedrigen HE-Werten

Kombination langjähriger Bodenfeuchtemessungen mit verschiedenen polarisierten SAR-Datenreihen zur Untersuchung des Bodenwasserhaushaltes kleiner Einzugsgebiete - Erste Ergebnisse

T. Sauer (1), S. Seeling (2), C. Müller (3)

1. Einleitung und Zielsetzung

Ein Hauptziel aktueller bodenhydrologischer Forschung ist es nach wie vor, das Verständnis für abflussbildende Prozesse auf der Ebene größerer Raumeinheiten oder kleinerer Einzugsgebiete zu vertiefen. Dazu ist es notwendig, bisher solitäre Ansätze verschiedener Fachdisziplinen zu koppeln. Eine Möglichkeit hierzu bieten nicht nur größere Verbundprojekte, wie zum Beispiel das Interreg III-B-Projekt WaReLa (Water Retention by Land-Use) in dem eine Identifikation und Bewertung hochwasserrelevanter Flächen in verschiedenen Skalenniveaus angestrebt wird (Seeling, S. & Schüler, G. 2005), sondern auch kleinere interdisziplinäre Kooperationen.

Im vorliegenden Projekt (unterstützt durch den Forschungsfond der Universität Trier) wird in diesem Sinne versucht, bodenhydrologische Daten aus einem seit über zehn Jahren sehr gut untersuchten Einzugsgebiet (Tressel, E. 2000) mit fernerkundlich erhobenen Informationsebenen zu kombinieren. Dazu war zunächst zu prüfen, ob Radardaten der Satelliten ERS2 und ENVISAT auch unter Standardbedingungen zur Ableitung von Räumustern der Oberbodenfeuchte in Mittelgebirgsräumen herangezogen werden können. In diesem Fall könnte eine für Stoff- und Energiestrommodellierung sowie die Ausweisung von niederschlagsensiblen Teilflächen wichtige Eingangsgröße flächig zur Verfügung gestellt werden.

2. Untersuchungsgebiet

Das Einzugsgebiet Teitelbach hat eine Größe von 2,07 km² und liegt in der naturräumlichen Einheit des Bitburger Gutlandes (Eifel) in der Trier-Bitburger Mulde.

Das Einzugsgebiet wird hauptsächlich aus Gesteinen des Muschelkalks aufgebaut. Auf dem

mittleren Muschelkalk (mm) haben sich in den höhergelegenen, mäßig geneigten Flächen Pseudogleye und Braunerde-Pseudogleye entwickelt während auf dem unteren Muschelkalk (μ) in den flacheren Bereichen überwiegend Braunerden, Pseudogley-Braunerden und Braunerde-Pseudogleye angetroffen werden. In der Talmulde finden sich dagegen Pseudogley-Kolluvisole und pseudovergleyte Braunerde-Kolluvisole. Etwa zwei Drittel des Einzugsgebietes werden landwirtschaftlich genutzt, ein Drittel der Fläche ist bewaldet. Der mittlere jährliche Niederschlag liegt bei 950 mm.

Das Gebiet wurde ausgewählt, weil dort seit 1994 an sechs Standorten wöchentliche Bodenfeuchtemessungen durchgeführt wurden. Neben den notwendigen meteorologischen Datensätzen stehen seit Oktober 2004 auch Pegeldata des Vorfluters zur Verfügung.

3. Vorgehensweise und Methodik

Das Rückstreuverhalten einer Fläche gegenüber Mikrowellen ist im Wesentlichen abhängig von den Sensorparametern (Wellenlänge, Polarisation etc.), der Lagegeometrie zum Sensor, der Oberflächenrauigkeit und Dielektrizitätskonstante des Objekts. Über den positiven Zusammenhang zwischen der für feuchte Medien höheren Dielektrizitätskonstante und dem Rückstreuoeffizienten ist es bereits in einer Reihe von Studien gelungen, die zeitliche Variabilität der Oberbodenfeuchte nachzuvollziehen (Zribi et al. 2005; Walker et al. 2004). Diese Untersuchungen beziehen sich aber in der Regel nur auf horizontale Testplots und verwenden speziell programmierte Bildsequenzen.

Für das Frühjahr 2005 wurden in Kooperation mit dem Projekt WaReLa 20 mehrpolarmetrische SAR-Datensätze der Satelliten ERS 2 und ENVISAT (beide C-Band) akquiriert. Da keine Sonderkampagnen der esa zur Verfügung standen und für den Untersuchungszeitraum eine hohe Zahl der bestellten Szenen durch die esa aufgehoben wurden, musste Szenen mit unterschiedlicher Aufnahmegeometrie akquiriert werden, um eine befriedigende zeitliche Abdeckung zu erreichen. Während die 10 ERS 2 Szenen alle in VV Polarisation und mit einem mittleren Inklinationswinkel von 23° aufgenommen wurden, entstammen die ENVISAT-Aufnahmen vier unterschiedlichen SWATs, 8 Szenen liegen in VV (3 davon zusätzlich in HH) und 2 in HH Polarisation vor. Bisher wurden die 10 ENVISAT-Szenen mit Hilfe der durch die esa

bereitgestellten Software „BEST“ kalibriert, unter Einbeziehung eines Höhenmodells entzerrt und georeferenziert.

Innerhalb des Einzugsgebietes des Teitelbaches wurden drei Testfelder (Vergl. Tab. 1) mit unterschiedlichen Standortmerkmalen ausgewählt und an Überflugtagen der verschiedenen SAR-Systeme Bodenproben zur gravimetrischen Bestimmung der Oberbodenfeuchte entnommen.

Standort	Anbaufrucht	Lage	Rauigkeit
Idenheim I	Winterweizen	Niederung	Aufwuchs
Idenheim IIa	Mais	Oberhang	geeggt
Idenheim IIb	Mais	Oberhang	gepflügt

Tab. 1: Testfeldparameter

Um die Varianz der Oberbodenfeuchte bei den für die Region typischen Substraten besser zu erfassen, wurden zusätzlich an drei weiteren Standorten Testflächen angelegt.

4. Erste Ergebnisse

Die Auswertung der gravimetrischen Bodenfeuchtemessungen für die Testfelder Idenheim I und II belegen eine allmähliche Abtrocknung des Gebietes zwischen Anfang Februar und Mitte April. Danach steigen die Bodenfeuchtwerte zunächst wieder an, um gegen Ende der Untersuchungen wieder abzunehmen. Die räumliche Verteilung der Feuchte auf den Testflächen spiegelt plausibel Reliefunterschiede, unterirdische Fließwege und Beschattung durch den Waldsaum wieder. Der bachnah gelegene Standort Idenheim I (Stdv 4,6) ist vergleichsweise inhomogener als Idenheim II (Stdv 3,8).

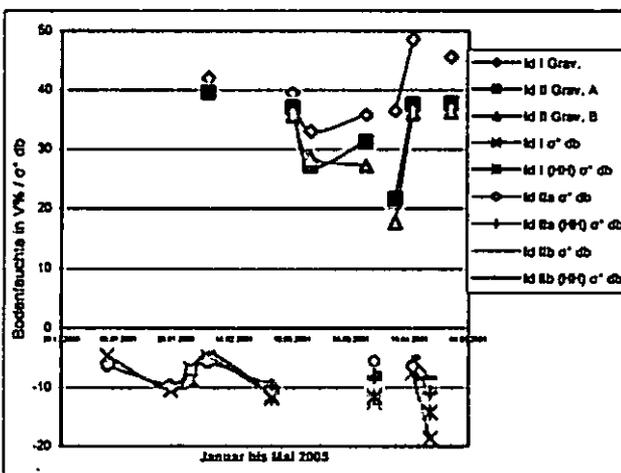


Abb. 1: Bodenfeuchte und Radar im Vergleich

Für die 11 bisher ausgewerteten ASAR-Szenen (8 VV, 3 HH) wurde der Mittelwert des Rückstreuungskoeffizienten der auf die im Einzugsgebiet des Teitelbaches liegenden Testflächen entfallenden Bildpixel berechnet.

Der Kurvenverlauf ist weitgehend angenähert (Abb. 1) und spiegelt die oben skizzierte Entwicklung der Oberbodenfeuchte wieder. Auch die Unterschiede im Feuchtedargebot zwischen Niederung und Oberhang werden durch die Radardaten abgebildet. Dies gilt sowohl für VV- als auch für HH-Polarisation. Damit scheint eine Eignung der Methode auch für Mittelgebirgsstandorte bestätigt zu werden.

5. Weitere Schritte

Die bisher vorliegenden Ergebnisse belegen den Zusammenhang zwischen Bodenfeuchte und Rückstreakoeffizient für die ausgewerteten ENVISAT Szenen (VV- und HH-Polarisation). Für die Zukunft ist die Verarbeitung weiterer SAR-Szene voranzutreiben um die Datenlage zu verbessern. Erst dann können die Einflüsse von Sensortyp, Polarisation, Oberflächenrauigkeit und Exposition für den Untersuchungsraum bestimmt werden. Die langjährigen wöchentlichen Messungen der Bodenfeuchte sollen über ein bodenhydrologisches Modell auf Tageswerte verdichtet werden. Weiter Untersuchungen werden auf die Zusammenhänge zwischen Bodenfeuchte und Abflusspende des Gebiets gerichtet sein. Können dann über die Auswertung der SAR-Daten Gebiete rascher Aufsättigung identifiziert werden, so kann dies direkt zur Identifikation und Bewertung hochwasser-relevanten Flächen herangezogen werden.

In den nun folgenden Arbeitsschritten ist eine weitere Validierung der Ergebnisse und eine Übertragung mittels der neugewonnenen Methode auf Flächen außerhalb des Untersuchungsgebietes geplant.

Literatur

- Seeling, S.; Schüler, G. (2005): Water Retention by Land-Use (WaReLa) – Entwicklung und Implementierung eines wasserwirtschaftlichen DSS im Rahmen der Gemeinschaftsinitiative Interreg III-B der EU. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, H. 10.05, S. 265-268.
- Tressel, E. (2000): Fallstudien auf der Basis eines Lysimeter- und Bodenfeuchtemeßnetzes und Regionalisierung der Jahressickerwassermengen mit einem Geographischen Informationssystem. Trier, Univ., Diss.
- Walker, J. et al. (2004): Active microwave remote sensing for soil moisture measurement: a field evaluation using ERS-2. Hydrological processes, 18, S. 1975-1997.
- Zribi, M., et al. (2005): New methodology for soil moisture estimation and its application to ENVISAT-ASAR multi-incidence data inversion. RSE, S. 485-496.

Initiale bodenphysikalische und -mechanische Auswirkungen einer Waldbodenbefahrung mit einer schweren Forstmaschine

Raimund Schneider¹

1. Einleitung

In der Waldbewirtschaftung erfolgt ebenso wie in der Landwirtschaft eine zunehmende Technisierung mit den vorrangigen Zielen Kostenreduzierung und Effizienzsteigerung.

Die Befahrung mit immer schwereren Maschinen führt zu einer zunehmenden Druckbelastung bzw. -überlastung der vielfach gerade in den obersten Dezimetern lockeren und wenig tragfähigen Waldböden. Wurzelschädigungen und Schadverdichtungen mit Gefügezerstörung und deutlichen Beeinträchtigungen wichtiger Bodenfunktionen (Durchwurzelung, Wasser- und Luftleitfähigkeit, Infiltrationsvermögen) sind negative ökologische Effekte, denen nachteilige ökonomische Auswirkungen folgen werden.

Da es bisher nur wenig Informationen gibt, ob Waldböden ein natürliches Regenerationspotenzial hinsichtlich der Schadverdichtungen haben, sollen durch die Anlage von Dauerbeobachtungsflächen bei unterschiedlichen natürlichen Standortbedingungen initiale Effekte der Befahrung mit schweren Maschinen erfasst und anhand echter Zeitreihen das natürliche Regenerationsvermögen von Waldböden erforscht werden. Nachfolgend werden die initialen Befunde der Befahrung mit einer schweren Forstmaschine zur Anlage einer Dauerbeobachtungsfläche im Hunsrück vorgestellt.

2. Standortcharakterisierung und Versuchsaufbau

Die in Kooperation mit der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz angelegte Dauerbeobachtungsfläche liegt bei Kempfeld im Hunsrück. Die **Bodenform** ist eine Pseudogley-Braunerde aus lößüberdeckter Quarzit-Fließerde. Als **Bodenarten** dominieren schluffiger Lehm über schwach sandigem Lehm. Die Befahrungen zur Versuchsanlage erfolgten im **Frühjahr 2003** bei einer **Bodenfeuchte** von pF 1,8 in 0-40 cm Tiefe und pF 2-2,5 unterhalb 40 cm Tiefe.

Als Forstmaschine kam ein voll beladener Forwarder der Firma Ponsse mit folgenden Fahrzeugdaten zum Einsatz:

Reifen: 600/50x22,5

Reifeninnendruck: vorn 2,6 bar
hinten 3,5 bar

Gesamtlast beladen: ca. 22 t

Radlasten:	1. Achse (vorn)	1,2 t
	2. Achse (vorn)	2,2 t
	3. Achse (hinten)	3,9 t
	4. Achse (hinten)	3,5 t

Unter anderem wurden folgende bodenphysikalische und -mechanische **Messungen** durchgeführt:

- Fahrspurtiefe
- Bodendruck
- Vorbelastung
- Rohdichte trocken
- Eindringwiderstand (pF 2,5)
- Porengrößenverteilung
- Permeabilität
- Infiltrationsleistung (Doppelring)

Versuchsvarianten:

Es sind 30-50 m lange Befahrungsbahnen (je zwei Spuren) angelegt worden.

Im Gefälle:

1- und 5-fache Befahrung mit Reifen (2 Bahnen)

Schräg zum Gefälle:

1- und 5-fache Befahrung mit Reifen (1 Bahn)

1- und 5-fache Befahrung mit Ketten auf Hinterreifen (1 Bahn)

3. Ergebnisse und Diskussion

Fahrspurtiefen

Gut zu sehen sind die tiefen Fahrspuren nach der Befahrung. Die gemessenen Spurtiefen von mehr als 8 cm bei einfacher und durchschnittlich 11 cm bei fünffacher Überfahrt belegen, dass die Befahrung des Waldbodens mit der schweren Forstmaschine unter praxisrelevanten Bedingungen offensichtlich dessen Tragfähigkeit überschreitet und dass schon eine nur einmalige Überfahrt den größten Teil der Bodenveränderung hervorruft (Tabelle). Wurzelschädigungen wurden beobachtet.

Tabelle: Fahrspurtiefen für verschiedene Varianten

Art	Befahrung		Spurtiefe [cm]
	Anzahl	Lage	
Reifen Reifen	1	im Gefälle	8,1
	5	im Gefälle	11,2
Reifen Reifen	1	schräg zum Gefälle	8,2
	5	schräg zum Gefälle	11,2
Kette Kette	1	schräg zum Gefälle	9,9
	5	schräg zum Gefälle	11,3

¹Universität Trier, FB VI, Bodenkunde, 54286 Trier, schneider@uni-trier.de

Vorbelastung

Die Vorbelastung der nicht befahrenen Kontrollfläche ist mit Werten von 40-60 kPa erwartungsgemäß niedrig. Sie steigt mit der Anzahl der Überfahrten, wobei die erste Befahrung die deutlichste Steigerung hervorruft. Diese Zunahme der mechanischen Belastbarkeit ergibt sich aus der Bodendichtezunahme (vgl. Abb. 3).

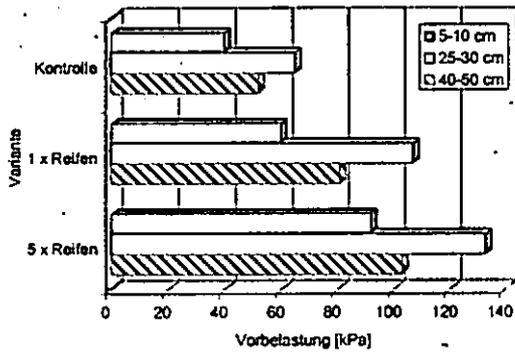


Abb. 1: Vorbelastung der befahrenen und unbefahrenen Varianten bei pF 1,8

Bodendruck

Die Abbildungen 2 a und b zeigen, dass der durch die Befahrung induzierte Bodendruck die Tragfähigkeit, ermittelt als Vorbelastungswert, im ersten Dezimeter drastisch und bis 30 cm Tiefe auch noch überschreitet. Sichtbares Zeichen dieser Überlastung sind die schon angesprochenen tiefen Fahrspuren. Die ungünstigste Druckbelastung ergab sich bei der Verwendung von metallenen Ketten auf den Hinterrädern. Besonders bei der Kettenvariante ist ein deutlicher Einfluss der Fahrtrichtung zu erkennen. Wird die Last am Hang nach oben gezogen (Holzlast unten, Maschine oben), ist die Druckbelastung geringer als beim Schieben der Holzlast hangabwärts.

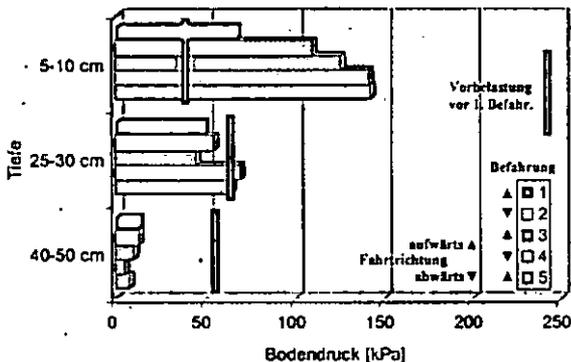


Abb. 2a: Bodendruck bei der Befahrung mit Reifen

Bodenphysikalische Eigenschaften

Die Befahrung mit Reifen oder Ketten auf den Hinterrreifen führt schon bei einmaliger Überfahrt zu einer deutlichen Verschlechterung der bodenphysikalischen Standorteigenschaften in den obersten 40 - 50 cm. Die Bodendichte und der Eindringwiderstand nehmen so deutlich zu (Abb. 3 u. 4), dass Beein-

trächtigungen für das Wurzelwachstum zu erwarten sind.

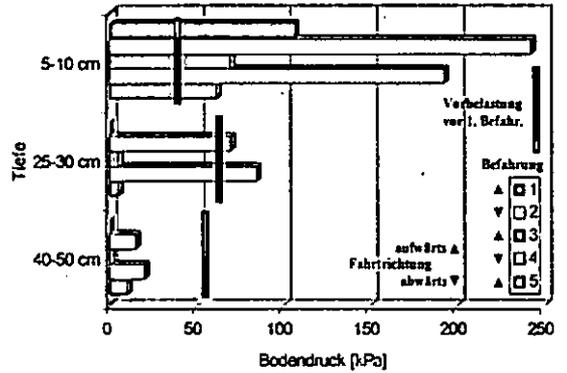


Abb. 2b: Bodendruck bei der Befahrung mit Ketten auf den Hinterrreifen

Durch die mechanische Überlastung verliert der Waldboden bei einer Überfahrt rund die Hälfte seiner weiten Grobporen, nach der fünften Fahrt sind es gar 2/3 (Abb. 4). Dieser Verlust geht mit einer ebenso drastischen Reduzierung der Durchlässigkeiten für Wasser und Luft einher. Besonders das Infiltrationsvermögen wird um bis zu zwei Zehnerpotenzen verringert. Die ökologisch bedeutsamen Waldbodenfunktionen haben generell eine erhebliche Beeinträchtigung durch die Befahrungen erlitten (vgl. Horn et al. 2004). Von einer negativen Langzeitwirkung ist auszugehen. Welches Potenzial der Waldboden zur natürlichen Regeneration hat, sollen zukünftige Untersuchungen zeigen.

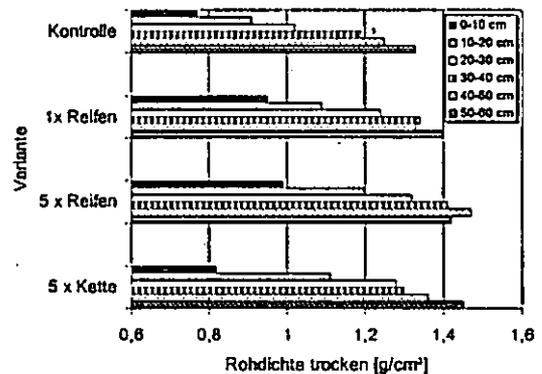


Abb. 3: Rohdichte trocken der Varianten

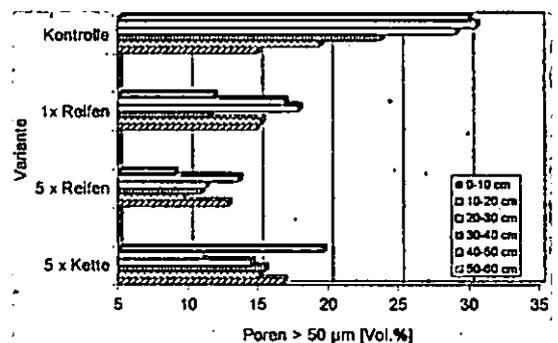


Abb. 4: Anteil weiter Grobporen der Varianten

Literatur:

Horn, R. et al. (2004): Modern forestry vehicles and their impacts on soil physical properties.- Soil Tillage Res., 79, 207-219

Einfluss des Kontaktmaterials bei Tensionsinfiltrometer-Messungen

Kai Schwärzel¹

Tensionsdisk-Infiltrometer (TI) werden häufig zur Messung der gesättigten und nahe gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit eingesetzt. Dabei ist die Etablierung eines hydraulischen Kontaktes zwischen Tensionskammer (Disk) und Bodenoberfläche erforderlich. Dieser hydraulische Kontakt wird meist durch Aufbringen von Sand auf die ungestörte Infiltrationsfläche realisiert. Hierfür ist die Vegetation vollständig zu entfernen. Zu beachten ist, dass das Kontaktmaterial eine höhere hydraulische Leitfähigkeit als der zu untersuchende Boden und einen geringeren Luftdurchtrittswert als die höchste anzuwendende Wasserspannung aufweisen muss.

Im Gegensatz zu Tensionsdisk-Infiltrometern gestatten Hauben-Infiltrometer (HI) Infiltrationsmessungen ohne Präparierung der Bodenoberfläche. HI erlauben die Ermittlung der gesättigten und nahe gesättigten Leitfähigkeit bis zur Erreichung des Luftdurchtrittspunktes des Bodens.

Auf einem Braunerde-Standort in Berlin-Dahlem wurden auf einem Messplatz im Zeitabstand von 24 Stunden zuerst nacheinander drei HI- ohne und danach drei TI-Messungen mit Kontaktmaterial durchgeführt. Bei den HI-Messungen wurde bei Wasserspannungen von 5, 2 und 0 cm und bei den TI-Messungen bei Wasserspannungen von 15, 10, 5 und 0 cm Wasser der Bodenoberfläche zur Infiltration angeboten. Der Wasserstand im Infiltrometer wurde im Messintervall von 30 sec automatisch durch einen Differenzdrucksensor erfasst. Um den Wassergehalt unter der Infiltrationsquelle im Zeitverlauf des Infiltrationstestes zu messen, wurde von der Bodenoberfläche im Winkel von 30° in Richtung der vertikalen Achse der Infiltrationsquelle eine TDR-Sonde im Boden installiert. Die Bodenfeuchte wurde automatisch alle 60 sec bestimmt. Nach Abschluss der HI-Messungen wurde die Grasvegetation vorsichtig entfernt und als Kontaktmaterial Gaspelken (K_{sat} = 630 cm/d, Lufteintrittswert = 64 cm) in

einer Mächtigkeit von 1cm aufgebracht. Nach Beendigung der TI-Messungen erfolgte auf der mit Kontaktmaterial belegten Fläche nochmals eine Messung mit dem HI. Anschließend wurden unterhalb der Infiltrationsfläche ungestörte Stechzylinderproben entnommen. An diesen Proben wurden im Labor zur Charakterisierung der hydraulischen Eigenschaften nacheinander folgende Messungen durchgeführt: (1) Verdunstungsexperimente zur Ermittlung der ungesättigten Leitfähigkeit, (2) Ermittlung der Wasserretentionskurve mit Hilfe der pF-Apparatur und (3) Messung des kF-Wertes durch Verwendung eines Haubenpermeameters.

In Abbildung 1 sind die gemessenen Bodenfeuchten im Zeitverlauf jeweils für eine HI- und eine TI-Messung gegenübergestellt.

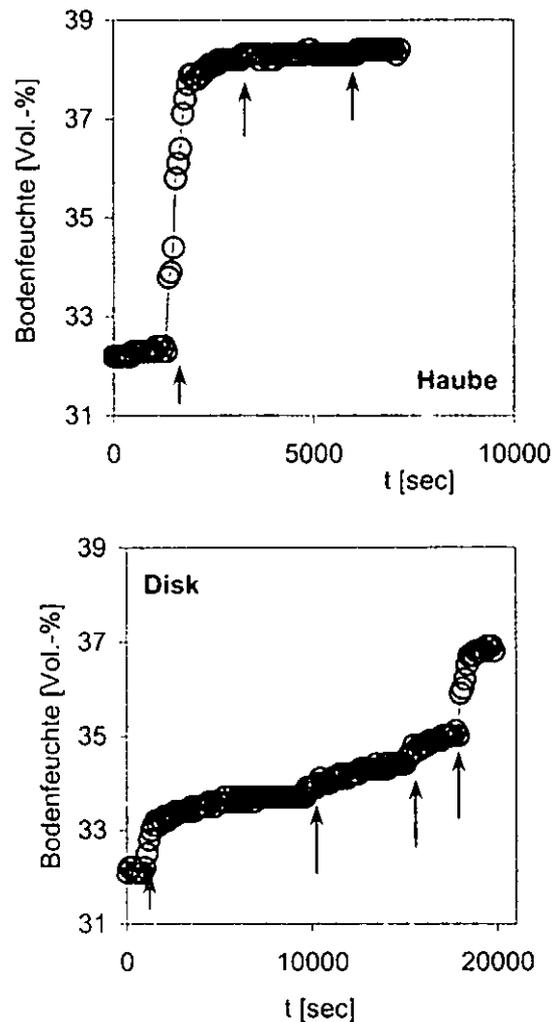


Abbildung 1: Wassergehalt unter der Infiltrationsquelle im zeitlichen Verlauf (Pfeile zeigen Wechsel der angelegten Wasserspannung an).

Der Anfangswassergehalt unter den Infiltrationsquellen betrug in beiden Beispielen und auch in den nicht gezeigten Fällen etwa 32 Vol.-%. Mit Beginn der Infiltration steigt die

¹ TU Dresden, Institut f. Bodenkunde und Standortslehre,
Piennner Str. 19, 01737 Tharandt
email: Kai.Schwärzel@forst.TU-Dresden.de

Bodenfeuchte umgehend an. Während bei der TI-Messung die Bodenfeuchte unter der Disk im Verlauf des Versuches allmählich zunahm, wurde bei der Haubenmessung bereits nach kurzer Zeit der maximale Wassergehalt des jeweiligen Infiltrationslaufes erreicht (Abbildung 1). Auffällig ist, dass bei der HI-Messung als maximaler Wassergehalt etwa 38.5 Vol.-% und bei der TI-Messung jedoch nur ca. 37 Vol.-% beobachtet wurden. Die nicht gezeigten Fälle wiesen ähnliche Unterschiede im maximalen Wassergehalt zwischen den beiden Methoden auf.

Basierend auf Woodings Lösung (1968) wurde aus den bei den verschiedenen Wasserspannungen erfassten Infiltrationsraten die hydraulischen Leitfähigkeitswerte für die o.g. Infiltrationsläufe berechnet. In Abbildung 2 sind diese Ergebnisse als Funktion der Wasserspannung dargestellt.

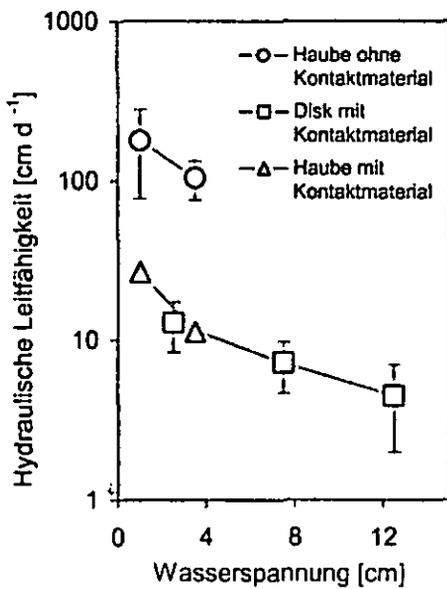


Abbildung 2: Ermittelte Wasserleitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung (Fehlerbalken zeigen die Standardabweichung an.).

Die wiederholten Hauben-Messungen ohne Kontaktmaterial als auch die wiederholten Tensionsdisk-Messungen liefern reproduzierbare Werte. Die Variationskoeffizienten je Wasserspannung variieren je Methode zwischen 25 und 55 %. Abbildung 2 verdeutlicht, dass zwischen den beiden Methoden signifikante Unterschiede in den ermittelten Leitfähigkeitswerten zu verzeichnen sind. Nahe Sättigung wurden bei der Variante „Haube ohne Kontaktschicht“ um den Faktor 8 höhere Leitfähigkeitswerte ermittelt als bei den beiden anderen Varianten. Die

Haubenmessung mit Kontaktschicht liefert hingegen Werte, die sich nur geringfügig von denen der Disk-Messung unterscheiden.

Abbildung 3 zeigt die Beziehung zwischen Endwassergehalt und finaler Infiltrationsrate für die Wasserspannungen von 0 cm. Ersichtlich ist die deutliche Verringerung der Infiltrationsrate bei abnehmenden Wassergehalten. Offensichtlich bewirkt die Verwendung von Kontaktmaterial eine Versiegelung und Verstopfung grober Poren. Diese Poren nehmen dann nicht mehr am Fließgeschehen teil.

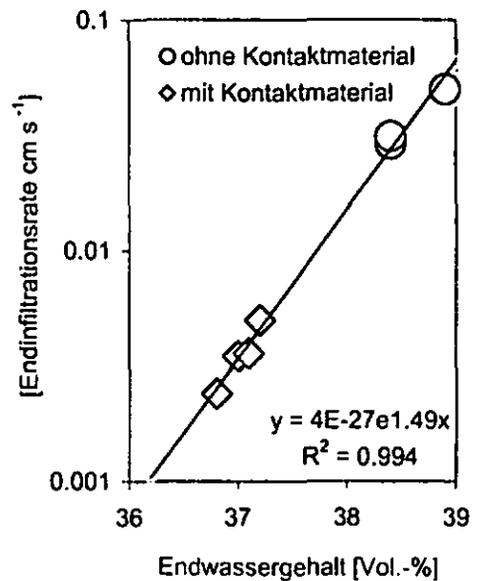


Abbildung 3: Beziehung zwischen maximalem Wassergehalt und maximaler Infiltrationsrate.

Aus den in Abbildung 2 und Abbildung 3 dargestellten Zusammenhängen kann geschlossen werden, dass die Verwendung und Aufbringung von Kontaktmaterial (Versiegelung und Verstopfung von Poren) inklusive Vorbereitung der Infiltrationsfläche (Verschmierung von Poren) das Infiltrationsvermögen des Bodens signifikant mindert. Resultierend sind im Vergleich zu Messungen ohne Kontaktschicht deutlich verringerte Leitfähigkeitswerte nahe Sättigung. Dies ist besonders bei fein texturierten Böden zu beachten.

Literatur: Wooding, R. A. 1968. Steady infiltration from large shallow circular pond. Water Resour. Res. 4: 1259-1273.

Bestimmung des Spannungszustands an gelockertem Geschiebemergel nach wasserinduzierter Rückverdichtung mit Hilfe eines 2-Parameter-Modells

O. Stock¹⁾, O. Bens¹⁾ und R.F. Hüttl¹⁾

Hintergrund und Fragestellung

Die Stabilität gelockerter Böden ist durch ein labiles Gleichgewicht zwischen der Normalspannung σ , das heißt der Eigenlast des Bodens, und dem innerhalb des Bodens mobilisierbaren Scherwiderstand τ gekennzeichnet. Bei Änderung der hydraulischen Verhältnisse, zum Beispiel bei der Durchfeuchtung infolge von Niederschlägen, wird dieses Gleichgewicht verändert und es kommt zur Setzung. Dieses Verhalten wird als wasserinduzierte Rückverdichtung bezeichnet und kennzeichnet das spontane Setzungsverhalten eines gelockerten Bodens infolge vollständiger Wassersättigung. Die vertikal wirksame Spannung wird dabei, wie im Fall von Überfahrungen durch landwirtschaftliche Fahrzeuge, nicht erhöht (Abb. 1).

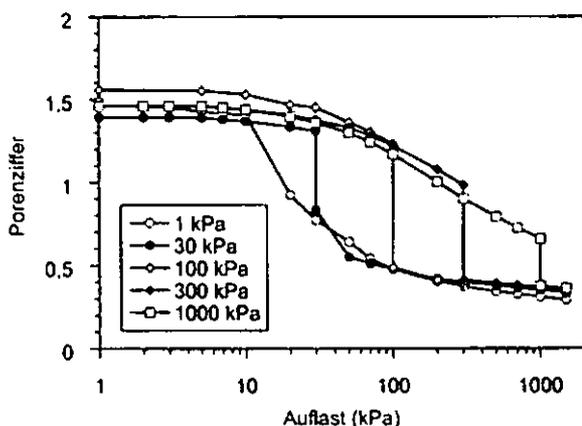


Abbildung 1: Veränderung der Porenziffer infolge wasserinduzierter Rückverdichtung an trocken geschüttetem Geschiebemergel (Einzelproben). Die Wassersättigung erfolgte bei Auflaststufen von 1 kPa, 30 kPa, 100 kPa, 300 kPa und 1000 kPa.

Im Mittelpunkt von Untersuchungen zum wasserinduzierten Rückverdichtungsverhalten standen bisher primär die Frage nach der Setzungsintensität in Abhängigkeit vom Tongehalt (Assallay et al., 1998; Lesturgez, 2005) bzw. die Frage nach den Auswirkungen auf die pF-Wg-Beziehung an Ackerstandorten (Ahuja et al., 1998). Bei den dazu durchgeführten Versuchen wurde, vergleichbar den in Abbildung 1 dargestellten Drucksetzungskurven des verwendeten gelockerten Geschiebemergels, auf eine Entlastung nach erfolgter wasserinduzierter Rückverdichtung verzichtet. Aus bodenmechanischer Sicht ist jedoch gerade das Verhalten bei Entlastung und Wiederbelastung relevant, da nach der Feldbeprobung eine Rekonstruktion der wasserinduzierten Rückverdichtung (siehe Phase 1 und 2 in Abb. 2) nicht möglich ist und das neue Spannungsgleichgewicht die aufgetretene Maximallast, das heißt die maximale Vorbelastung, charakterisiert.

Ziel der hier vorgestellten Arbeiten war es am Beispiel von Geschiebemergel, folgende Fragen zu klären: (i) Wie verhält sich ein gelockerter Boden nach wasserinduzierter Rückverdichtung bei Entlastung und Wiederbelastung?

(ii) Ist der bei wasserinduzierter Rückverdichtung wirk-same Spannungszustand aus dem Wiederbelastungsverhalten mit Hilfe eines sigmoidalen 2-Parameter-Modells bestimmbar?

Material und Methoden

Als Versuchsmaterial wurde sandiger saalezeitlicher Geschiebemergel der glazialen Hochfläche „Hornor Berg“ nördlich von Cottbus aus einer Tiefe von 8 m verwendet. Nach der Entnahme wurde der Geschiebemergel in feldfrischem Zustand auf 2 mm gesiebt und anschließend luftgetrocknet. Die Grundcharakteristik des Substrats ist in Tabelle 1 zusammengefasst.

Tabelle 1: Korngröße, Carbonatgehalt, org. Substanz (OS) in %

Sand	Schluff	Ton	CaCO ₃	OS
71	26	3	4,3	< 0,5

Das Drucksetzungsverhalten wurde mit einem hydraulischen Ödometer (GDS Instruments) ermittelt. Der trockene Geschiebemergel wurde mit Hilfe eines Trichters aus einer Höhe von 2 cm in einen Ödometerring ($h = 20$ mm, $d = 50$ mm) eingefüllt. Die Auflaststufen betragen 1, 2, 3, 5, 7, 10, 20, 30, 50, 70, 100, 200, 300, 500, 700, 1000 und 1500 kPa. Die Auflastdauer betrug jeweils 5 min, was einer Setzung von mindestens 95 % entspricht. Die Sättigung der Probe erfolgte mit $200 \text{ mm}^3 \text{ min}^{-1}$ entgastem Wasser über eine Sinterplatte von der Oberseite. Der Wasserdruck wurde über eine Sinterplatte an der Unterseite auf konstant 0 hPa gehalten. Die Erfassung der Setzung erfolgte mit einer Genauigkeit von $1/1000$ mm.

Ergebnisse und Diskussion

Das Verformungsverhalten bei Ent- und Wiederbelastung nach wasserinduzierter Rückverdichtung bei Vertikalspannungen (= Auflast) von 30 bzw. 100 kPa gliedert sich in vier Phasen (Abb. 2). Phase 3, welche die Ent- und Wiederbelastung beschreibt, macht deutlich, dass die vorangegangene Setzung (Phase 2) eine irreversible Verformung darstellt.

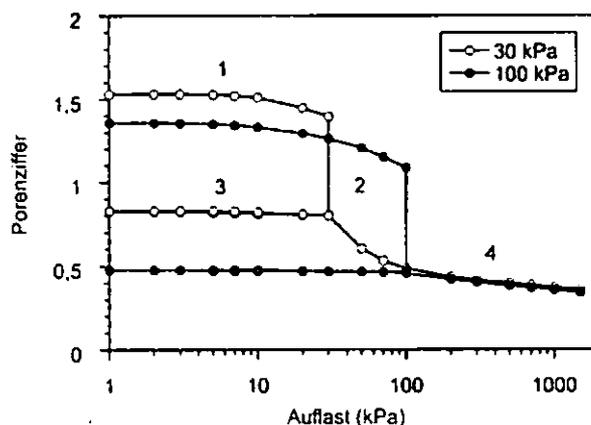


Abbildung 2: Entlastungs-/Belastungszyklus nach wasserinduzierter Rückverdichtung bei 30 kPa bzw. 100 kPa Auflast. Die Ziffern kennzeichnen die vier Versuchsphasen: 1 Belastung im trockenen Zustand, 2 Vollständige Wassersättigung bei definierter Auflast, 3 Entlastung und Wiederbelastung bis 30 kPa bzw. 100 kPa, 4 weitere Belastung bis 1500 kPa.

Die detaillierte Darstellung des Kurvenverlaufs der Ent- und Belastungsphase in Abbildung 3 belegt eine geringe Zunahme der Porenziffer von 0,02 (30 kPa) bzw. 0,01 (100 kPa) bei Entlastung. Bei erneuter Belastung nimmt die Porenziffer bis zum Erreichen der bisherigen maxima-

¹⁾ Brandenburgische Technische Universität, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus, stock@tu-cottbus.de, Tel.: 0355/69 4101

len Vertikalspannung von 30 kPa bzw. 100 kPa jedoch stärker zu (0,03 bzw. 0,02), was zur Folge hat, dass die Porenziffer beim Erreichen der vormaligen Vertikalspannung geringer ausfällt. Das verwendete Geschiebemergelsubstrat zeigt damit, dass das aus der Bodenmechanik bekannte Verhalten von konsolidierten Böden bei Ent- und Belastung (z.B. Hartge und Horn, 1999) auch nach wasserinduzierter Rückverdichtung auftritt.

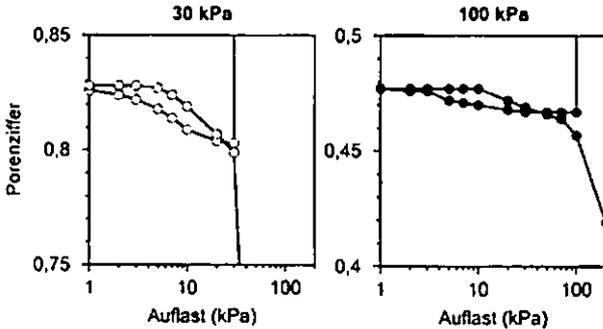


Abbildung 3: Kurvenverlauf bei Ent- und Belastung nach wasserinduzierter Rückverdichtung bei 30 kPa (links) und 100 kPa (rechts) Auflast.

Für die Beschreibung des Drucksetzungsverhaltens werden häufig sigmoidale Gleichungen verwendet, da diese den asymptotischen Verlauf bei geringen sowie hohen Auflasten berücksichtigen. Abbildung 4 zeigt die Anpassung der Porenziffer ϵ in Abhängigkeit von der Vertikalspannung σ nach der Gleichung:

$$\epsilon = \epsilon_{\min} + (\epsilon_{\max} - \epsilon_{\min}) [1 + (\alpha\sigma)^n]^{-m}; m = (1-1/n) \quad [1]$$

Die Anpassung erfolgte nach zwei Ansätzen: Einerseits wurden nur die Parameter α und n angepasst, andererseits wurden auch die minimale und die maximale Porenziffer ϵ_{\min} und ϵ_{\max} mit angepasst. Die bei wasserinduzierter Rückverdichtung mit 30 kPa belastete Variante zeigt große Unterschiede in den ermittelten Kurvenverläufen. Während die Anpassung der Parameter α und n den Gesamtverlauf der Drucksetzung gut wiedergibt, erhöht die zusätzliche Anpassung von ϵ_{\min} und ϵ_{\max} die Wiedergabegenauigkeit der Werte bei geringer Auflast zugunsten derer im hohen Auflastbereich. Bei der während der wasserinduzierten Rückverdichtung mit 100 kPa belasteten Variante sind hingegen beide Kurvenverläufe nahezu identisch. Allerdings ist auch hier die Wiedergabegenauigkeit der Werte bei geringer Auflast bei zusätzlicher Anpassung von ϵ_{\min} und ϵ_{\max} höher.

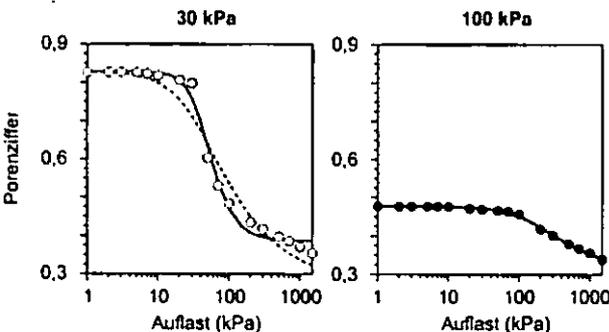


Abbildung 4: Darstellung des Druck-Setzungsverhaltens mit Hilfe einer sigmoidalen 2-Parameter-Gleichung [1] bei Anpassung der Parameter α und n (---) sowie zusätzlicher Anpassung von ϵ_{\min} und ϵ_{\max} (—).

Der Übergang von elastischem zu plastischem Verformungsverhalten, das heißt die bisherige vertikale Maximalspannung, wird durch den Vorbelastungswert α , charakterisiert. Dieser kann graphisch nach Casagrande (1936) ermittelt werden (siehe Baumgartl und Köck, 2004). Die ermittelten Vorbelastungswerte für die in Abbildung 4 dargestellten Kurven sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Dabei wird deutlich, dass die nach Casagrande ermittelten Vorbelastungen die tatsächlichen Spannungswerte exakter wiedergeben, wenn die Porenziffern ϵ_{\min} und ϵ_{\max} mit angepasst werden.

Tabelle 2: Modellparameter und deren Bestimmtheitsmaß nach Gleichung [1] und Vorbelastungswerte nach Casagrande (1936)

Variante	α	n	ϵ_{\min}	ϵ_{\max}	R^2	α_v
30 kPa kPa						
I	0,0301	1,6186	0,2700*	0,8280**	0,9662	19
II	0,0224	3,0136	0,3874	0,8299	0,9917	27
100 kPa kPa						
I	0,0066	1,4771	0,2700*	0,4770**	0,9967	92
II	0,0036	1,6661	0,3043	0,4767	0,9974	96

*Feststehender Parameter nach Baumgartl und Köck, 2004

**Gemessener Parameter

Eine genaue Betrachtung der ermittelten Porenzifferwerte in Abbildung 4 zeigt, dass am Punkt der maximalen Spannung (= Auflast bei wasserinduzierter Rückverdichtung) ein markanter Wechsel der Drucksetzungskurve von konvex zu konkav erfolgt. Aufgrund dieses Verhaltens ist eine Kennzeichnung der maximalen Spannung auch über die separate Anpassung der Teilabschnitte von Rück- bzw. Erstverdichtung möglich. Dieses kann mit Hilfe von Gleichungen erfolgen, welche die Porenzifferwerte des Rück- bzw. Erstverdichtungsabschnitts im betrachteten Auflastbereich am besten wiedergeben, beispielsweise exponentielle bzw. quadratische Gleichungen. Der Schnittpunkt dieser Kurven charakterisiert die Vorbelastung.

Schlussfolgerungen

(i) Die Drucksetzungsversuche an gelockertem Geschiebemergel zeigen eine sehr geringe elastische Verformung bei Ent- und Wiederbelastung nach wasserinduzierter Rückverdichtung. (ii) Die aus dem mit Hilfe eines sigmoidalen 2-Parameter-Modells bestimmten Kurvenverlauf ableitbare Vorbelastung gibt bei zusätzlicher Anpassung der minimalen und maximalen Porenziffer den wirksamen Spannungszustand mit hoher Genauigkeit wieder.

Danksagung

Die Autoren danken D. Tessier und G. Lesturgez vom INRA Versailles-Paris für die technische Unterstützung der Versuche sowie der Vattenfall Europe Mining & Generation AG für die finanzielle Unterstützung.

Literatur

Ahuja I.R, Fiedler F, Dunn GH, Benjamin JG, Garrison A. 1998. Changes in soil water retention curves due to tillage and natural reconsolidation. SSSAJ 62:1228-1233.// Assallay AM, Jefferson I, Rogers CDF, Smalley IJ. 1998. Fragipan formation in loess soils: Development of the Bryant hydroconsolidation hypothesis. Geoderma 83:1-16.// Baumgartl T, Köck B. 2004. Modeling volume change and mechanical properties with hydraulic models. SSSAJ 68:57-65.// Casagrande A. 1936. The determination of the pre-consolidation load and its practical significance. p. 60-64. In: Proc. of the 1st Int. Conf. on Soil Mechanics and Foundation Engineering, Vol. 3. 22-26 Juni, Harvard Univ., Cambridge, MA.// Hartge KH, Horn R. 1999. Einführung in die Bodenphysik. Enke, Stuttgart. Lesturgez G. 2005. Densification of sandy soils under mechanised agriculture. Case of Northeast Thailand. (in French) Ph.D thesis, Université Henri-Poincaré, Nancy, France.

Geostatistische Auswertung von Zugkraftmessungen bei der Bodenbearbeitung zur Abschätzung von Tongehaltsverteilungen im Oberboden

Thilo Streck¹, Joachim Ingwersen¹, Benjamin Schutte², Heinz-Dieter Kutzbach², Jörn Breuer³

Einleitung

Die Bodenart hat bekanntlich einen großen Einfluss auf die Standortseigenschaften und kann im Feld stark variieren. Auf einem Schlag der Universität Hohenheim (Ihinger Hof) wurde untersucht, ob der Tongehalt im Oberboden über eine Messung der Zugkräfte bei der Bodenbearbeitung kartiert werden kann. Effiziente Methoden für die Tongehaltskartierung sind vor allem für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung (*precision farming*) wichtig.

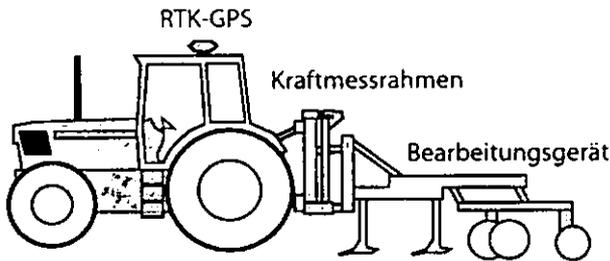


Abb. 1: Traktor mit Bearbeitungsgerät und Kraftmessrahmen

Material und Methoden

Die Zugkräfte wurden mit einem Kraftmessrahmen, der zwischen Schlepper und Bodenbearbeitungsgerät (Pflug oder Flügelschargrubber) eingebaut war, gemessen (Schutte, 2005; Abb. 1). Als Referenz wurden an 133 Oberbodenproben die Tongehalte mit der Pipettmethode bestimmt. Alle Messwerte wurden über RTK-GPS (Real-Time Kinematic Global Positioning System) georeferenziert. Auf dem 11 ha großen Schlag treten vorwiegend Parabraunerden und Terra Fusca-Parabraunerden aus Löß über Muschelkalk auf.

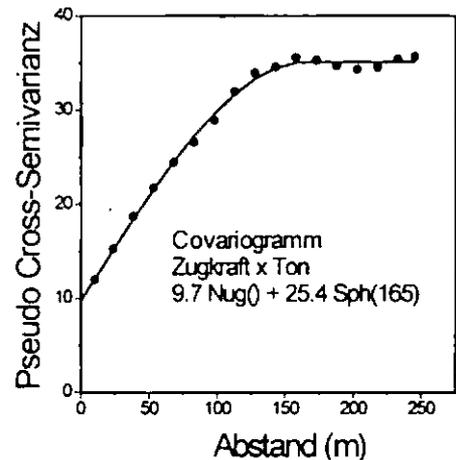
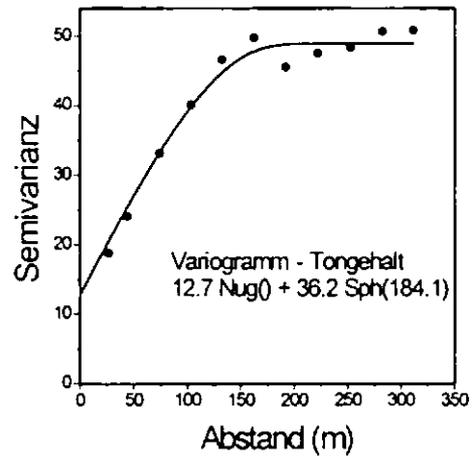
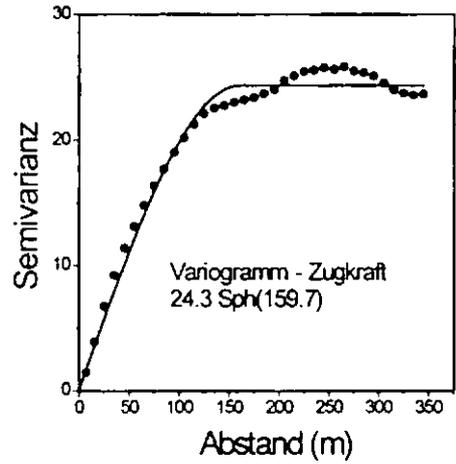


Abb. 2: Variogramme und Covariogramm von Zugkraft (kN) und Tongehalt (Massen-%)

Die gemessenen Daten wurden mit dem Programm ArcGIS mit der Erweiterung Geostatistical Analyst ausgewertet. Als Maß für die Abweichung zwischen gemessenen (o_i) und geschätzten (p_i) Tongehalten wurde mittels *Jackknifing* der *Root Mean Square Error (RMSE)* bestimmt:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (o_i - p_i)^2}$$

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim

² Institut für Agrartechnik, Universität Hohenheim

³ Landesanstalt für Landwirtschaftliche Chemie, Stuttgart
Kontakt: tstreck@uni-hohenheim.de

Ergebnisse

Abb. 2 zeigt die Variogramme der beiden Variablen sowie das zugehörige Covariogramm. Die Punkt-zu-Punkt-Korrelation von Tongehalt und Zugkraft beträgt $r = 0,75$ (Abb. 3).

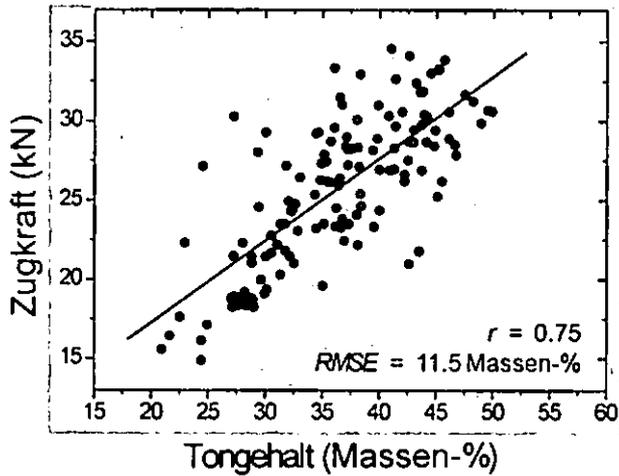


Abb. 3: Punkt-zu-Punkt-Korrelation von Tongehalt und Zugkraft

Im Vergleich zum Kriging mit allen Tongehaltswerten wird durch Cokriging die Glättung (*smoothing*) deutlich verringert (Abb. 4). Der *RMSE* sinkt hierbei allerdings nur von 4,8 auf 4,2 %.

In der Praxis würde man nur wenige Tongehalte messen und diese verwenden, um die Zugkraftwerte „einzuhängen“. Um die Auswirkung auf

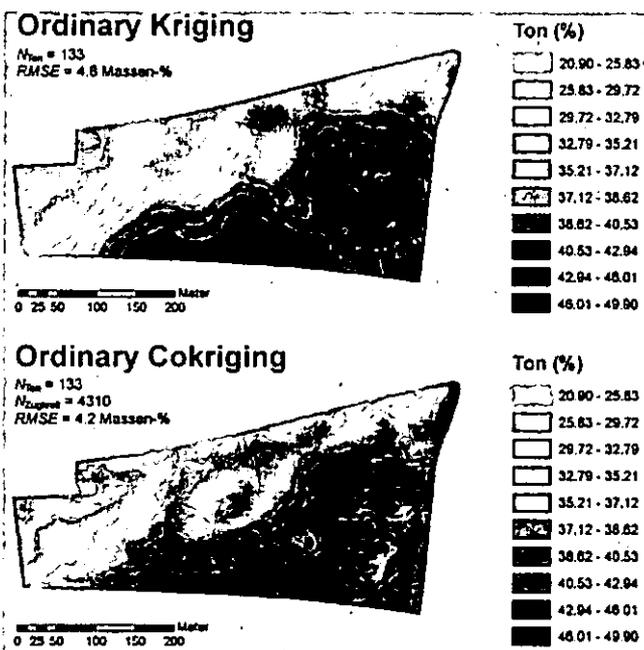


Abb. 4: Gekrigte und mit Zugkraftmessungen coge-krigte Tongehalte

die Güte der Schätzung zu überprüfen, wurden aus dem Gesamtdatensatz jeweils fünf Stichproben mit $N = 10$, $N = 25$, $N = 50$ und $N = 100$ gezogen. Die übrigen Messdaten wurden jeweils zur Berechnung des *RMSE* verwendet.

Abb. 5 zeigt, dass der *RMSE*, wie zu erwarten, mit steigendem Stichprobenumfang abnimmt. Die Reduzierung durch Cokriging ist annähernd unabhängig vom Stichprobenumfang, so dass sie relativ gesehen bei kleinem Probenumfang sogar geringer ausfällt.

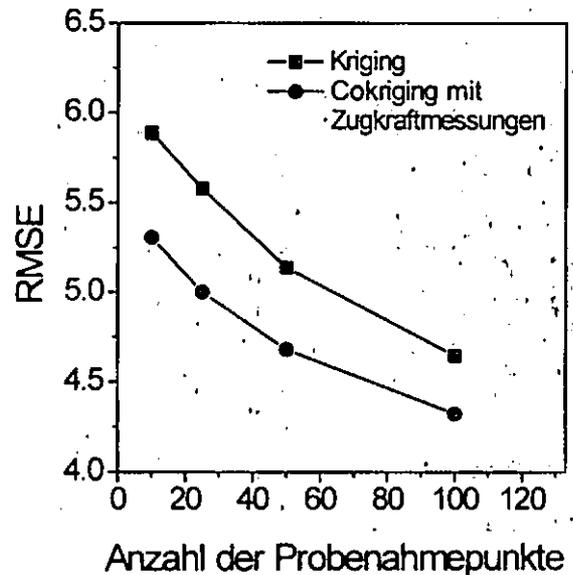


Abb. 5: *RMSE* des Tongehaltes als Funktion des Stichprobenumfangs

Schlussfolgerungen

Tongehaltskarten können durch Cokriging mit Zugkraftmessungen verbessert werden. Bei gleicher Vorhersagegüte lässt sich so der Beprobungsaufwand um 50-75% verringern.

Da das Covariogramm in der Praxis aus den Daten geschätzt werden muss, wird der Schätzfehler (*RMSE*) auch bei einer kleinen Zahl von Tongehaltswerten nur wenig reduziert.

Literatur

Schutte, B. (2005). Bestimmung von Bodenunterschieden durch Zugkraftmessungen bei der Bodenbearbeitung. Diss., Universität Hohenheim.

Methodenvergleich zur Korngrößenanalyse

H. Taubner*, B. Roth und R. Tippkötter

1. Fragestellung

Das etablierte Verfahren zur Ermittlung der Korngrößenverteilung und Bodenart ist die kombinierte Sieb/Pipett-Methode. Laseroptische Partikelanalysen stellen ein modernes, schnelleres Verfahren mit hoher Auflösung dar. Die beiden Methoden führen jedoch zu unterschiedlichen Korngrößenverteilungskurven (Abb. 1 und Abb. 3).

Besteht für die Böden der Region ein systematischer Zusammenhang zwischen beiden Methoden bei den Fraktionen Ton und Schluff (Grundlage für die Bestimmung der Textur)?

2. Methodisches Vorgehen

Als Material wurden regionaltypische Bodenproben unterschiedlicher Textur aus dem Raum Niedersachsen ausgewählt. Bei 16 Proben waren die Bodenartenhauptgruppen wie folgt vertreten: 2 x Ton, 4 x Lehm, 5 x Schluff, 5 x Sand.

Die einheitliche Probenvorbehandlung des luftgetrockneten Feinbodens bestand aus: Zerstörung der organischen Substanz mit H₂O₂, Dispergierung mit Na-Diphosphat und Siebung durch einen 3-fach-Siebsatz (630 – 200 – 63 µm) in Suspension.

a) Traditionelle Methode:

Die Entnahme von 4 Ton- und Schluff-Fractionen aus der Suspension erfolgte mit der Pipette nach Köhn, basierend auf der Sedimentationsgleichung nach Stokes für Partikelgrößen <63, <20, <6,3 und <2 µm.

Die drei Sandfraktionen wurden aus den Siebrückständen ermittelt.

Die Einzelfractionen (T, fU, mU, gU, fS, mS, gS) wurden prozentual für die Gesamtprobe berechnet.

b) Laseroptische Methode:

Mit dem Laserpartikelsizer „analysette 22“ (Fa. Fritsch) wurde für einen Aliquot der Suspension in 62 Intervallen eine relative Korngrößenverteilungskurve aufgenommen.

Aus der relativen Korngrößenverteilung der Suspension wurden durch Umrechnung in Massenanteile die Einzelfractionen (T, fU, mU, gU) der Gesamtprobe errechnet.

Die Sandfraktionen wurden analog zu Methode (a) aus den Siebrückständen ermittelt.

3. Ergebnisse

Aus den Korngrößenverteilungskurven der beiden Methoden wurden die Fraktionen T, fU, mU, gU separiert. Abb. 1 bis Abb. 3 zeigen dies am Beispiel einer Probe aus Lösslehm.

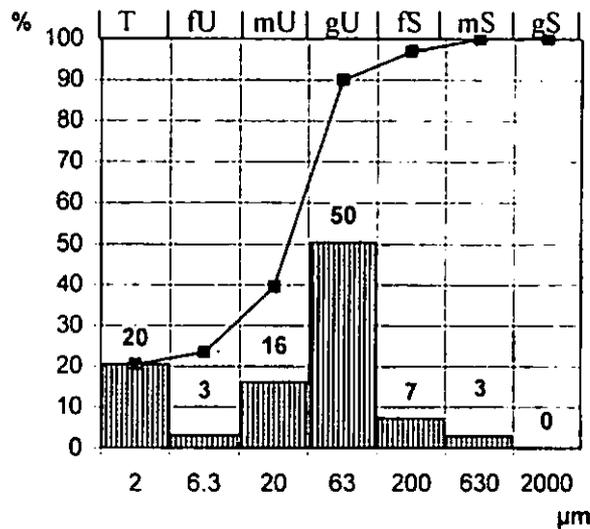


Abb. 1: Korngrößensummenkurve und Einzelfractionen einer Probe aus Lösslehm – traditionelle Methode

Mit 20 % Ton und 70 % Schluff weist die Probe aus Lösslehm die Bodenart Ut4 auf (AG Boden).

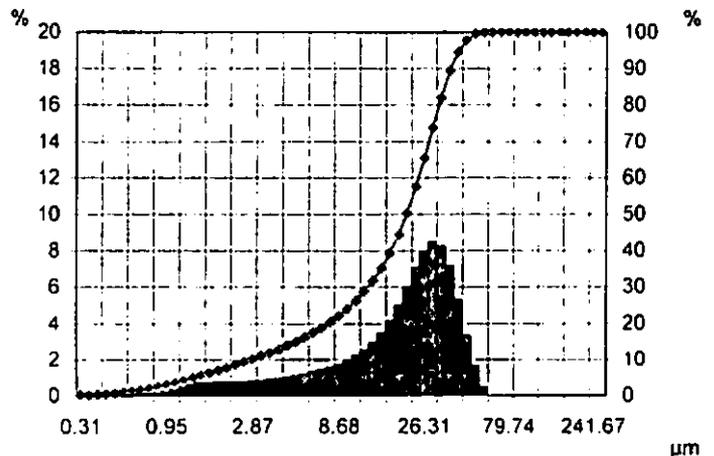


Abb. 2: Korngrößenverteilungs- und Summenkurve einer Probensuspension aus Lösslehm – laseroptische Methode

*Universität Bremen, Inst. f. Bodenkunde
UFT, Leobener Str., 28359 Bremen
htaubner@uni-bremen.de

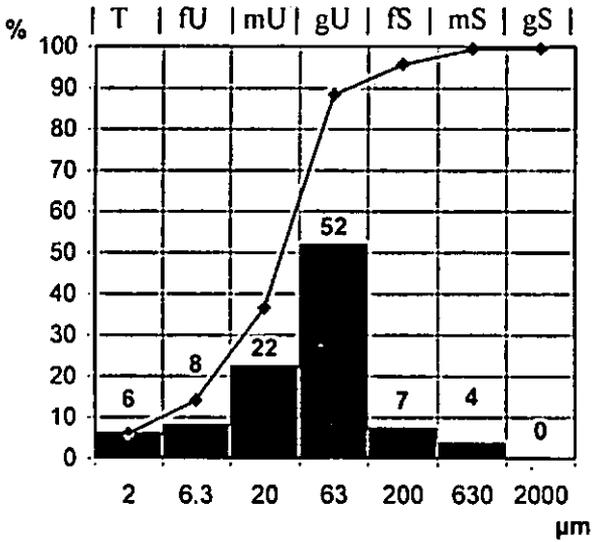


Abb. 3: Korngrößensummenkurve und Einzelfraktionen einer Probe aus Lösslehm – abgeleitet aus laseroptischer Partikelverteilung und Siebung

Die Bestimmung der Bodenart anhand der Werte der laseroptischen Methode würde zu Uu führen (6 % Ton, 82 % Schluff).

Mit einfacher Varianzanalyse ($\alpha = 0,05$) wurden die Unterschiede zwischen den Methoden bei den Fraktionen mU und gU als nicht signifikant und bei den Fraktionen T und fU als signifikant bewertet. Die Beziehungen zwischen den Methoden wurden als lineare Regressionen $[y = m \cdot x + b]$ dargestellt (Abb. 4 bis Abb. 6).

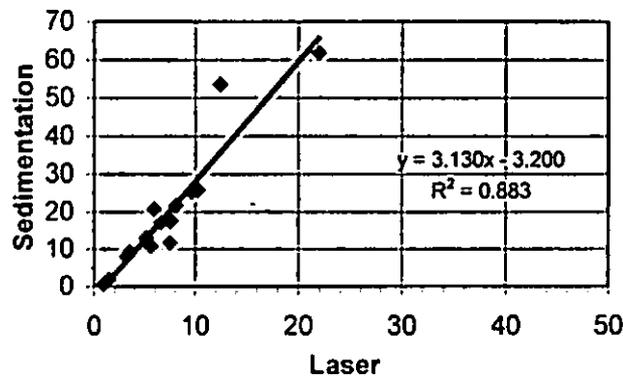


Abb. 4: Lineare Regression für die Fraktion Ton zwischen Lasermethode und Sedimentationsmethode

Folgende typische Zusammenhänge werden erkennbar (jeweils ***):

- T: Laser < Sedimentation ($m = 3,13$ $r = 0,940$)
- fU: Laser > Sedimentation ($m = 0,41$ $r = 0,934$)
- mU: Laser > Sedimentation ($m = 0,62$ $r = 0,905$)
- gU: Laser \approx Sedimentation ($m = 0,93$ $r = 0,960$).

Die mittlere Abweichung der mit linearer Regression geschätzten Sedimentationswerte von den Messwerten der Sedimentationsmethode beträgt

bei Ton 5,4 %, fU 1,3 %, mU 2,7 % und gU 5,6 % (RMSE).

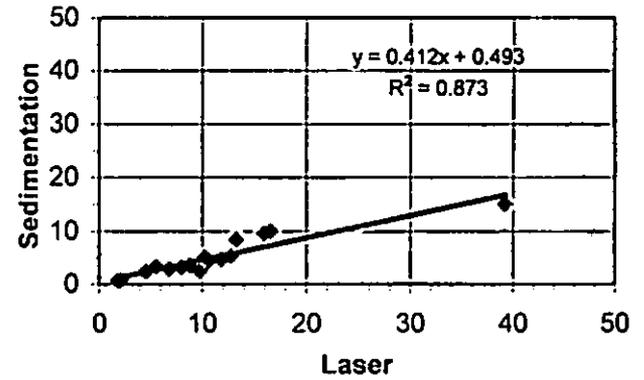


Abb. 5: Lineare Regression für die Fraktion fU zwischen Lasermethode und Sedimentationsmethode

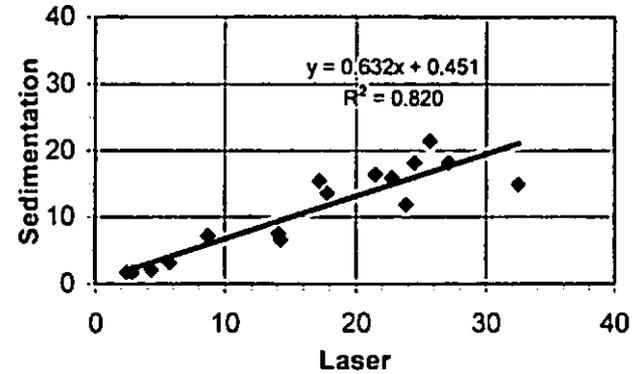


Abb. 6: Lineare Regression für die Fraktion mU zwischen Lasermethode und Sedimentationsmethode

4. Schlussfolgerungen

Die größten methodischen Unterschiede zwischen Laser- und Sedimentationsmethode treten in der kleinsten Größenfraktion (Ton) auf.

In den Fraktionen T, fU, mU und gU bestehen hoch signifikante lineare Regressionsbeziehungen zwischen den Methoden.

Legt man bei der Lasermethode den Sandgehalt aus der Siebung und den geschätzten Tongehalt zur Bestimmung der Bodenart zu Grunde, muss mit einem mittleren Schätzfehler beim Ton von 5 % gerechnet werden.

Die Beziehungen sind auf ein größeres Spektrum von Bodenproben (Tongehalt) auszudehnen und zu validieren.

Literatur

AG Boden (1994). Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover.

Unser Dank gilt der Fa. Fritsch und den Kollegen aus den Geowissenschaften der Universität Bremen.

Abschätzung der Auswirkungen von Dränmaßnahmen auf die Abflussbildung in einem kleinen Tieflandeinzugsgebiet mittels räumlich differenzierter Modellierung

Bärbel Tiemeyer¹, Roger Moussa und Bernd Lennartz

Abstract

In einem landwirtschaftlich geprägten kleinen Einzugsgebiet im nordostdeutschen Tiefland wurden Dränabflüsse einer Ackerfläche (10 ha) gemessen und mit neu entwickelten dem Modell MHYDAS-DRAIN modelliert. Die Dränabflüsse und Grundwasserstände konnten erfolgreich flächendifferenziert abgebildet werden, wobei eine schnelle Dränabflusskomponente einen potenziell für den Stofftransport wichtigen Beitrag zum Gesamtabfluss lieferte.

1. Einleitung

Dränmaßnahmen verkürzen den Aufenthalt des Sickerwassers in der biologisch aktiven ungesättigten Zone und verursachen nicht nur eine Belastung der Fließ- und Küstengewässer mit Nähr- und Schadstoffen (BEHRENDT & BACHOR, 1998; STAMM et al., 1998), sondern auch eine Veränderung der hydrologischen Verhältnisse des Einzugsgebietes. Darüber hinaus können präferenzielle Fließbedingungen den Durchgang von Wasser und Stoffen durch die ungesättigte Zone zusätzlich beschleunigen (LENNARTZ et al., 1999). Die Kombination von präferenziellem Fluss und künstlicher Entwässerung stellt somit eine direkte Verbindung zwischen häufig hoch belasteten Oberböden und Fließgewässern her (STAMM et al., 1998). Wenn lysimeterähnliche Bedingungen angenommen werden können, erlauben Dränflächen jedoch eine integrative Untersuchung der in der Dränparzelle ablaufenden Prozesse und damit eine Quantifizierung des Wasser- und Stofftransports auf Feldebene (LENNARTZ et al., 1999). Allerdings existieren im Gegensatz zu der Vielzahl an Untersuchungen an einzelnen Dränfassern nur wenige skalenübergreifende Studien, so dass solche Messprogramme sowie flächendifferenzierte Modellansätze zur Abschätzung der Umweltauswirkungen künstlicher Entwässerung auf Einzugsgebietsebene notwendig sind. Da mittelmaßstäbliche Modelle häufig für natürliche Einzugsgebiete entwickelt wurden (MOUSSA et al., 2002) und beispielsweise das ‚klassische‘ Modell für Dränflächen, DRAINMOD (SKAGGS, 1980), auf den Feldmaßstab ausgerichtet und keine Modellierung einer präferenziellen Abflusskomponente erlaubt, wird in dieser Studie die Entwicklung eines Modells

zur Abbildung des Anteils von Dränabfluss und präferenziellem Fluss am Gesamtabfluss auf der Skalenebene kleiner Einzugsgebiete angestrebt.

2. Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

In der Nähe der Ortschaft Dummerstorf (ca. 15 km südöstlich von Rostock, Mecklenburg-Vorpommern) wurde im Jahr 2001 ein hierarchisches Monitoringprogramm aufgebaut. Die klimatischen Bedingungen am Untersuchungsstandort sind durch Jahresmitteltemperaturen von 8,2 °C, mittlere Jahresniederschlagssummen von 665 mm sowie eine potenzielle Evapotranspiration nach Turc-Wendling von 561 mm charakterisiert. Jungpleistozäne Substrate bestimmen die Pedogenese der auf den Ackerstandorten vorherrschenden Bodentypen Pseudogley, Haftnässepseudogley, Parabraunerde und Gley, die zahlreiche biogene Makroporen wie Regenwurmgänge und Wurzelröhren aufweisen. Entsprechend weit verbreitet ist die Rohr- und Grabendränung. Der Winter stellt die Hauptabflussperiode dar, während im Sommer nur selten Dränabfluss auftritt. An zwei Dränmessstationen werden Sammler einer konventionell bewirtschafteten Ackerfläche (EZG 4,7 und 4,2 ha) beprobt, auf die sich die Modellanwendung bisher konzentriert. Weitere Messstationen befinden sich an Gräben und einem Bach. Das Messprogramm umfasst die hoch aufgelöste Erfassung von Durchfluss-, Niederschlags- und Klimadaten, Grundwasserbeobachtungen, Bodenuntersuchungen sowie die Geländeaufnahme mittels fahrzeuggestütztem GPS und Tachymeter.

2.2 Modellentwicklung

Aufbauend auf das flächendifferenzierte Modell MHYDAS (MOUSSA et al., 2002) wurde der Modellansatz MHYDAS-DRAIN entwickelt, der eine explizite Abbildung anthropogener Strukturen in landwirtschaftlich genutzten kleinen Einzugsgebieten ermöglicht. Dieses deterministische Modell beruht auf hydrologischen Einheiten (HE), die jeweils mit Graben- oder Dränfassern verbunden sind (Abb. 1). Die flächendifferenzierung ergibt sich aus der Überschneidung von Dränkarten, Bodeneigenschaften, Landnutzungsdaten und Topographie. Zustandsvariablen wie Wasserstand oder Durchfluss werden in jedem Zeitschritt für jede hydrologische Einheit und für jeden Knotenpunkt des Entwässerungssystems berechnet. Dabei wird angenommen, dass der Dränabfluss aus den Komponenten präferenzieller Fluss und Matrixfluss besteht. Die langsame Dränabflusskomponente wird als Abfolge stationärer Zustände mit der Hooghoudt-Gleichung berechnet, während die ungesättigte Zone umgehende schnelle Dränabflusskomponente mit einer Transferfunktion modelliert wird. Die Abtrennung des zu schnellem Abfluss führenden Niederschlags erfolgt nach einem einfachen proportionalen

¹ Institut für Landnutzung, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Universität Rostock
Justus-von-Liebig-Weg 6 18051 Rostock
E-mail: baerbel.tiemeyer@uni-rostock.de

Ansatz, der sich aus der Analyse der zugrunde liegenden Dränabfluss- und Niederschlagsdaten ergab. Zusätzlich ist in Gräben grundwasserbürtiger Basisabfluss vorhanden, der, wie auch der Austausch zwischen nicht gedränten HEs bzw. gedränten HEs mit einem Grundwasserstand unter der Dräntiefe, mit der Darcy-Gleichung berechnet wird. Der Durchflussverlauf in Sammlern und Gräben wird mit einem vereinfachten Diffusionswellenansatz nach MOUSSA (1996) modelliert.

3. Ergebnisse und Diskussion

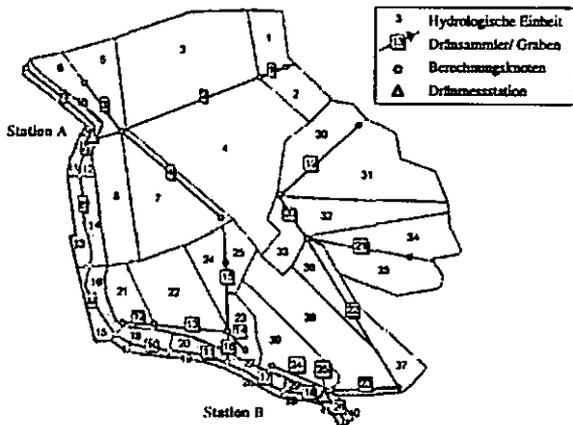


Abb. 1: Flächendifferenzierung der Dränflächen (ca. 10 ha)

MHYDAS-DRAIN wurde für eine Abflussperiode an Messstation B kalibriert; Kalibrierungsparameter waren die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, die effektive Porosität, der Anteil der schnellen Abflusskomponente und die Wellenausbreitungsgeschwindigkeit (Parameter der Transferfunktion). Sowohl der Dränabfluss (Abb. 2) als auch der Grundwasserflurabstand (nicht gezeigt, Nash-Sutcliff-Koeffizient 0,78) konnten mit einem Anteil der schnellen Abflusskomponente von 10 % des Niederschlags zufriedenstellend abgebildet werden. Die Auslöser der schnellen Komponente sind jedoch noch nicht in jedem Fall genügend erfasst.

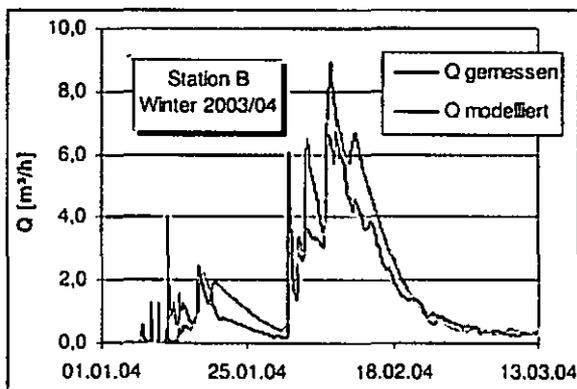


Abb. 2: Gemessener und simulierter Abfluss an Dränmessstation B in der Kalibrierungsperiode Winter 2003/04 (Nash-Sutcliff-Koeffizient = 0,80)

Zur Validierung wurden die Winter der Jahre 2001 bis 2003 genutzt, und zwar die Abflüsse beider Dränmessstationen. Insgesamt es möglich, mit MHYDAS-DRAIN die Abflussdynamik auch für unkalibrierte Flächen gut wiederzugeben (Abb. 3). Im gleichen Zeitraum betrug der Nash-Sutcliff-Koeffizient für Station B 0,71, und die gemessenen und modellierten Abflusssummen stimmten genau überein. Im trockeneren Winter 2002/03 war jedoch die Modellanpassung mit Nash-Sutcliff-Koeffizienten von 0,39 und 0,22 noch unbefriedigend.

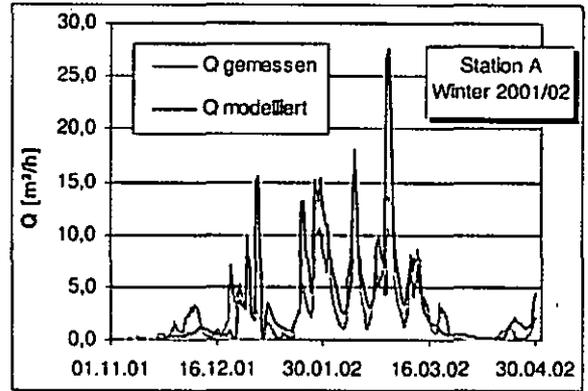


Abb. 3: Gemessener und simulierter Abfluss an Dränmessstation A in der Validierungsperiode Winter 2001/02 (Nash-Sutcliff-Koeffizient = 0,57)

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mit dem Modell MHYDAS-DRAIN konnten Dränabflüsse und Grundwasserstände einer Ackerfläche (ca. 10 ha) erfolgreich flächendifferenziert modelliert werden, wobei eine schnelle Dränabflusskomponente einen potenziell für den Stofftransport wichtigen Beitrag zum Gesamtabfluss lieferte. In der Zukunft sollen Auslöser schneller Fließprozesse besser dargestellt, eine konservative Stofftransportkomponente implementiert und die Modellierung auf höhere Skalenebenen ausgeweitet werden.

Dank

Die Landesgraduiertenförderung Mecklenburg-Vorpommern unterstützte dieses Projekt finanziell.

Literatur

BEHRENDT, H. & A. BACHOR, 1998: Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of North East Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Wat. Sci. Tech.* 38 (10): 147-155.

LENNARTZ, B., MICHAELSEN, J., WICHTMANN, W. & P. WIDMOSER, 1999. Time variance analysis of preferential solute movement at a tile-drained field site. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 39-47.

MOUSSA, R., 1996. Analytical Hayami solution for the diffusive wave flood routing problem with lateral inflow. *Hydrol. Proc.* 10: 1209-1227.

MOUSSA, R., VOLTZ, M. & P. ANDRIEUX, 2002. Effects of spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrol. Proc.* 16: 393-412.

Skaggs, R.W., 1980. A water management model for artificially drained soils. *Tech. Bulletin No. 267*. North Carolina Agricultural Research Service, NC State University, Raleigh.

STAMM, C., FLÖHLER, H., GÄCHTER, R., LEUENBERGER, J. & H. WUNDERLI, 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environ. Qual.* 27: 515-522.

Hydraulisches Verhalten des technogenen Skeletts von urbanen Böden

S. Trinks¹, R. Plagge², H. Stoffregen¹, G. Wessolek¹

1. Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen des DFG-Graduiertenkollegs 'Stadtökologische Perspektiven' werden die ökologischen Funktionen von Brachflächen untersucht. Sowohl die Böden solcher Ruderalflächen als auch die vieler anderer urbaner Standorte sind durch Trümmer- und Bauschutt geprägt. Im Gegensatz zu den meisten natürlichen Gesteinen verfügt dieses technogene Skelett über ein komplexes Porensystem mit dem es am Wasser- und Stoffhaushalt des Bodens beteiligt ist. Dieser Zusammenhang wurde u.a. in Arbeiten von RUNGE UND BLUME (1976), WOLFF (1993) und HORN UND TAUBNER (1997) untersucht. Aus den Ergebnissen kann jedoch nur bedingt abgeleitet werden, wie verfügbar das im Skelett gespeicherte Wasser ist und welche Wasserdynamik in Trümmerschutthorizonten vorliegt.

Im Rahmen dieser Arbeit soll das Wissen und Verständnis über die hydraulische Eigenschaften und das Verhalten solcher urbaner Böden verbessert werden. Mit diesem Beitrag werden die ersten Ergebnisse von Laboruntersuchungen und einer numerischen Modellierung vorgestellt.

2. Material und Methoden

Proben für die Untersuchung von Boden- und Skelettmaterial wurden an einem Standort im Innenstadtbereich von Berlin entnommen. Der Boden dieses Standorts ist durch einen ca. 50cm mächtigen Trümmerschutthorizont (yC_1 ; yC_2 ; yC_3) geprägt, die über einem ca. 1m mächtigen Horizont aus Spülsand (jC_4) liegt. Der Profilaufbau und physikalischen Eigenschaften sind in Tabelle 1 aufgelistet.

Bruchstücke von Ziegelsteinen nehmen einen hohen Anteil in der Skelettfraction ein, deshalb beschränkte sich die Untersuchung der hydraulischen Eigenschaften zunächst auf diese Materialklasse. Es wurden 11 verschiedene Vollziegel vom Untersuchungsstandort sowie von einem Trümmerschuttberg entnommen und Proben von ca. 50cm³ geschnitten. Proben des Feinbodens wurde an 100cm³ Stechzylinderproben aus 4 verschiedenen Tiefen (5cm; 25cm; 50cm und 70cm) entnommen. Die pF-WG Beziehung wurde bei den pF-Stufen: 1,8; 2,0; 2,5; 3,0; 3,7 und 4,2 ermittelt.

Um die Wasserdynamik in Trümmerschutthorizont zu berechnen, wurde die Simulationssoftware DELPHIN 4 vom Institut für Bauklimatik der TU Dresden eingesetzt (www.bauklimatik-dresden.de). Es wurde ein Boden -

profil von 45cm Tiefe mit einer 15cm mächtigen Bauschuttschicht (Skelettanteil ca. 25%) abgebildet.

Als Materialeigenschaften wurde dem Feinboden die hydraulischen Eigenschaften eines Ah-Horizontes aus Mittelsand zugewiesen und dem Ziegelskelett die Eigenschaften eines Ziegelsteins nach Industriestandard. Im Modell ist die Änderung der Saugspannung als obere Randbedingung, die treibende Kraft für die Wasserdynamik.

Tab. 1: Ausgewählte bodenphysikalische Eigenschaften des Untersuchungsstandorts - Pararedzina auf Trümmerschutt.

Horizont	Tiefe	Glühv.	Skelett	dB	GPV	FK	nFK
	cm	M-%	M-%	g/cm ³	V-%	V-%	V-%
jA _h	0-15	4,0	5,5	1,27	50,6	23,6	15,9
yC ₁	15-45	1,9	23,5	1,37	47,7	19,7	15,1
yC ₂	45-53	1,3	26,5	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.
yC ₃	53-65	1,1	10,2	1,69	35,5	13,5	11,2
jC ₄	>65	0,7	4,6	1,66	37,0	13,3	11,8

3. Ergebnisse

In Abbildung 1 ist die pF-WG Beziehung von Ziegeln dargestellt, die die drei unterschiedliche Ziegeltypen des Probenkollektivs repräsentieren. Wie der Kurvenverlauf zeigt, kann vor allem in den roten Lehmziegel (Z1 und Z2) sehr viel Wasser pflanzenverfügbar gespeichert werden. Z1 ist ein handgeformter Ziegel und zeigt schon bei Saugspannungen unter 1000 hPa deutliche Wasserverluste. Der industriell gefertigte Ziegel Z2 wird erst in den höheren pF-Stufen merklich entwässert. Ziegel Z3 repräsentiert einen gelben Tonziegel, der ein deutlich geringeres Speichervolumen aufweist.

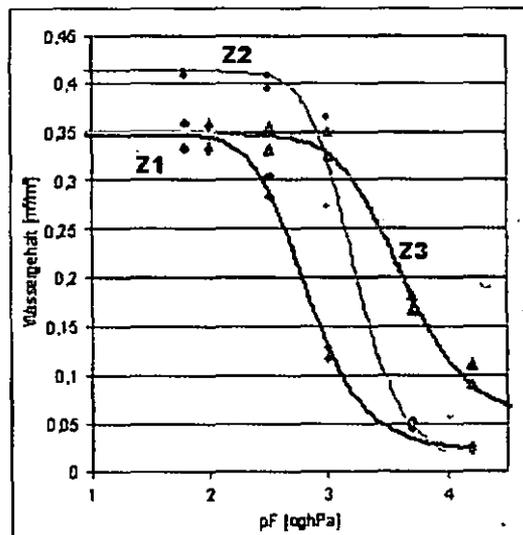


Abb.1: pF-WG Beziehung von drei Ziegeln aus Trümmerschutthorizonten (Punkte: Messwerte, Linien: MvG-Anpassung).

¹TU Berlin, Institut für Ökologie

²TU Dresden, Institut für Bauklimatik

Email: Steffen.Trinks@TU-Berlin.de

Der Feinboden des Untersuchungsstandortes, ein feinsandiger Mittelsand, weist für die Bodenart typische Werte auf (vgl. Tab. I).

Der Einfluss des technogenen Skeletts auf die Wasserdynamik zeigt sich am deutlichsten, wenn die simulierte Wassergehalte in einem Bauschutthorizont den Wassergehalten in einem skelettfreien Horizont sowie einem Horizont mit Granitskelett gegenübergestellt werden.

Abbildung 2 zeigt den Verlauf des Wassergehalts in einem Zeitraum von 30 Tagen. Die Simulation umfasst sowohl Phasen der Austrocknung und Befeuchtung. Der Bodenhorizont mit Ziegelskelett weist dabei den höchsten Wassergehalt auf, im Boden mit Granitskelett ist er hingegen deutlich niedriger. Der Vergleich der Kurvenverläufe zeigt, dass sich der Wassergehalt im skelettfreien Boden in den Austrocknungs- und Befeuchtungsphasen am stärksten ändert. Der Wasservorrat in den Ziegeln ist somit deutlich weniger mobil.

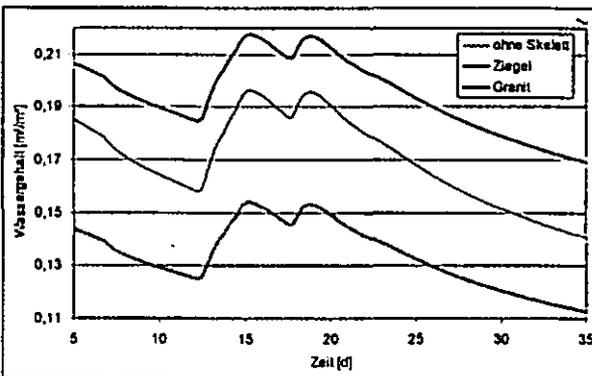


Abb. 2: durchschnittlicher Wassergehalt in Horizonten mit 25% Skelettanteil aus Ziegeln bzw. Granit sowie einem skelettfreien Horizont.

In Abbildung 3 wird die zeitliche Änderung des Wassergehaltes ($d\theta/dt$) des skeletthaltigen Bodens in Relation zu dem skelettfreien Boden betrachtet:

$$\text{rel. Wassergehaltsänderung} = \left(\frac{(\Delta\theta / \Delta t)_{\text{Skelett}}}{(\Delta\theta / \Delta t)_{\text{Skelettfrei}}} - 1 \right) * 100\%$$

Auch hier zeigt sich, dass die Wassergehaltsänderungen in den skelettfreien Boden i.d.R. größer sind. Die Wassergehalte in einem Horizont mit Bauschutt sind jedoch größer als bei einem ‚natürlichen‘ Skelett aus Granit. In der zweiten, stärkeren Austrocknungsphase ist gut erkennbar, dass mit abnehmender Bodenfeuchte das in Ziegeln gespeicherte Wasser mobilisiert wird.

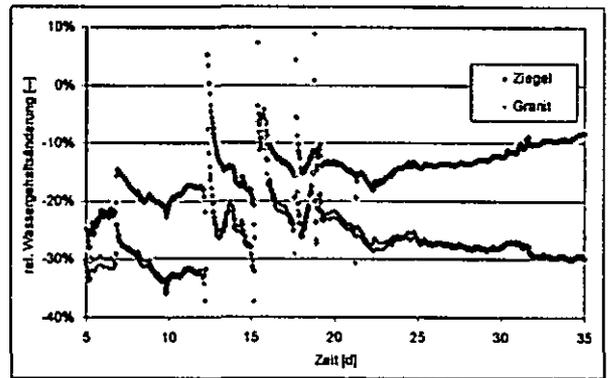


Abb. 3: Relative Wassergehaltsänderung in Horizonten mit 25% Skelettanteil aus Ziegeln bzw. Granit, gegenüber eines skelettfreien Horizontes.

4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die bisherige Untersuchung der hydraulischen Eigenschaften von Trümmerschuttmaterial zeigt, dass hier eine erhebliche Menge Wasser gespeichert werden kann und zum großen Teil auch pflanzenverfügbar ist. In den untersuchten Ziegelproben können hinsichtlich des Porenraums zunächst drei Typen unterschieden werden, entscheidend ist deren Herstellungstechnologie. In weiteren Untersuchungsschritten sollen nun auch die hydraulischen Eigenschaften von weiteren Trümmerschuttmaterialien (Putz, Mörtel, Beton) bestimmt und deren charakteristische Kennwerte beschrieben werden.

Die Ergebnisse der Simulation mit DELPHIN 4 zeigen, dass der spezifische Einfluss eines technogenen Skeletts auf die Wasserdynamik abgebildet werden kann. Mit zunehmender Trockenheit, d.h. mit steigender Saugspannung, wird das in den Ziegeln gespeicherte Wasser abgegeben.

In der Modellierung wurde angenommen, dass ein optimaler Kontakt zwischen den Skelett und Feinboden besteht und die beiden sehr unterschiedlichen Porensysteme miteinander kommunizieren. Dieser Sachverhalt soll im Focus weiterer Feld- und Laboruntersuchungen stehen und auch in dem numerischen Modell abgebildet werden.

5. Literatur

- BLUME, H.-P. und RUNGE M. (1978): Genese und Ökologie innerstädtischer Böden aus Bauschutt – Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde Vol. 141, S. 727 – 740.
- HORN R. und TAUBNER H. (1997): Wasser- und Lufthaushalt, in Bewertung anthropogener Stadtböden, Schriftenr. d. Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Nr. 38.
- WOLFF, R. (1993) Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden – Dissertation an der Uni Hamburg, Hamburger Bodenkundliche Arbeiten.

Einfluss langjähriger organischer Düngung auf physikalische und mechanische Bodeneigenschaften einer Löß-Schwarzerde

S. Ulrich¹, J. Rücknagel², B. Hofmann¹ & O. Christen¹

Einleitung

Die ökologisch relevanten Eigenschaften eines Bodens können durch Düngungsmaßnahmen in ganz unterschiedlicher Weise und Intensität beeinflusst werden. Eine wesentliche Rolle dabei spielt die Kontinuität und die Art der Düngung. Veränderungen bodenchemischer Kenngrößen aufgrund differenzierter Düngung wurden schon sehr oft untersucht. Im folgenden Beitrag soll deshalb die Wirkung langjähriger organischer Düngung mit Stallmist auf ausgewählte physikalische und mechanische Bodeneigenschaften quantifiziert werden.

Material und Methoden

Der Versuch in Bad Lauchstädt (Sachsen-Anhalt) gehört zu der Serie der Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuche. Dieser wurde 1978 auf einem Normtschernosem (U_t4, 21 % Ton u. 68 % Schluff) am Rande der Querfurter Platte (langj. NS 484 mm, langj. Temp. 8,8 °C) angelegt. Anhand einer 4-feldrige Fruchtfolge (Zuckerrüben-Sommergerste-Kartoffeln-Winterweizen) wird hier die Wirkung kombinierter organisch-mineralischer Düngung auf Boden- und Pflanzenparameter untersucht (Körshens und Pfefferkorn, 1998). In den Eckvarianten „Ohne organische Düngung“ und „40 t Stallmist/ha alle 2 Jahre“ wurden unter Winterweizen der Einfluss der organischen Düngung auf bodenphysikalische (Trockenrohdichte - TRD, Aggregatdichte, Luftkapazität - LK, nutzbare Feldkapazität - nFK,) und mechanische Eigenschaften (Druck-Setzungsverhalten, Vorbelastung) untersucht. Die Durchführung und die Auswertung, der Druck-Setzungsversuche werden von Rücknagel et al. (2005) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Zwischen den beiden Eckvarianten beträgt die Differenz im Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff 0,26 M.-% (Tab.1). Dieser Unterschied wirkt sich auf die physikalischen und mechanischen Bodeneigenschaften nachweisbar aus.

Tab.1: Bodenphysikalischen Kennwerte und Gehalt an organisch gebundener Kohlenstoff (15-21 cm Bodentiefe)

	ungedüngt	40 t Stallmist/ha
C _{org} [M.-%]	1,65	1,91
TRD [g/cm ³]	1,44 b	1,34 a
LK [Vol.-%]	6,5 a	12,6 b
nFK [Vol.-%]	18,6 a	20,6 b
PWP [Vol.-%]	17,3 b	15,0 a

* unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen einen signifikanten Unterschied bei P < 0,05

In der Variante mit Stallmistgaben von 40 t/ha im zweijährigen Turnus sind Trockenrohdichte und Aggregatdichte (hier nicht dargestellt) um 0,1 bzw. 0,05 g/cm³ geringer als bei Verzicht auf die organische Düngung. Um etwa diesen Betrag ist die Druck-Trockenrohdichtefunktion (Abb. 1) der organisch gedüngten Variante parallel verschoben. Die Vorbelastung der beiden Düngungsstufen unterscheidet sich aber nicht voneinander. Aufgrund der jährlich durchgeführten krumentiefen Bearbeitung mit dem Pflug sind die Unterschiede nur sehr gering ausgeprägt.

Weiterhin konnten Effekte auf Kapazitätseigenschaften des Standortes festgestellt werden. Die im 2-jährigen Turnus durchgeführte organische Düngung führte zu einer Erhöhung der Luftkapazität, der nutzbaren Feldkapazität und des Permanenten Welkepunktes. Das Speichervermögen an pflanzenverfügbarem Wasser unterscheidet sich bei den Varianten im Bereich der Ackerkrume (0-30 cm) um ca. 6 Vol.-%.

Werden Luftkapazität und Trockenrohdichte in Beziehung gesetzt, dann verläuft die Regressionsgerade bei der Variante mit Stallmistgaben von 40 t/ha aller 2 Jahre deutlich flacher als

¹ Institut für Acker- und Pflanzenbau, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Ludwig-Wucherer-Str. 2, 06108 Halle

² Dienstleistungszentrum Ländlicher Raum Rheinhessen-Nahe-Hunsrück, Rüdeshheimer Str. 66-68, 55545 Bad Kreuznach

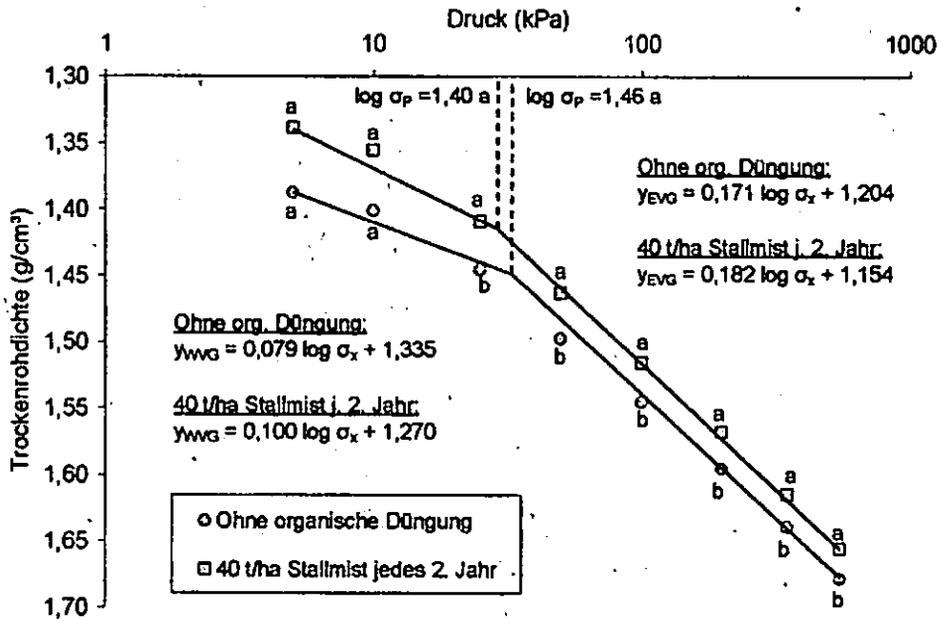


Abb. 1: Druck-Trockenrohdichtefunktion bei unterschiedlicher organischer Düngung in 15-18 cm Tiefe (Wasserspannung -6 kPa)

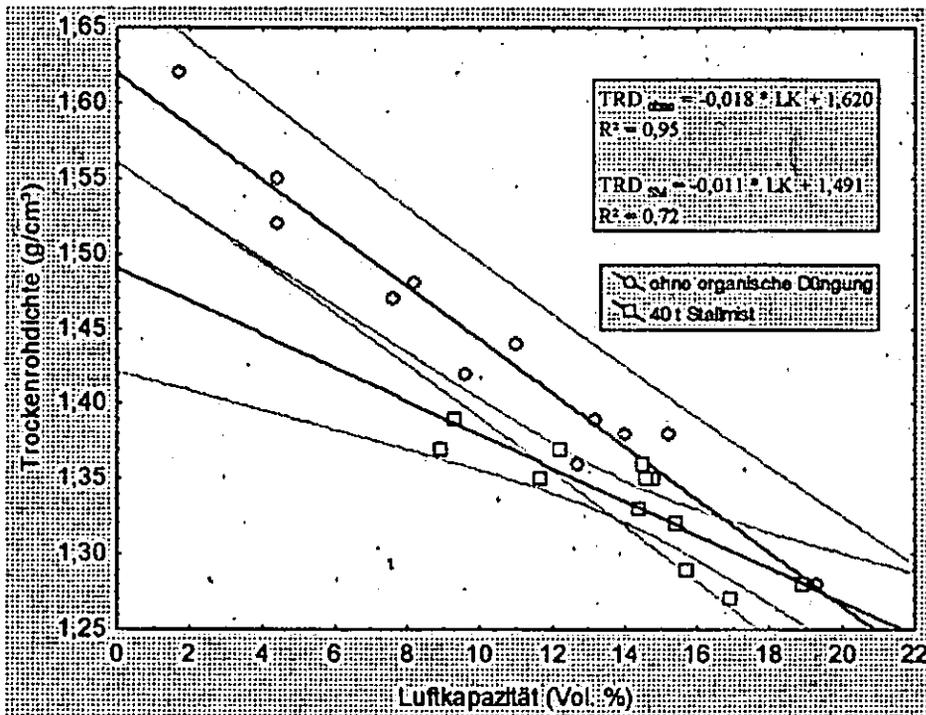


Abb. 2: Zusammenhang zwischen Trockenrohdichte und Luftkapazität bei unterschiedlicher organischer Düngung (Tiefe 15-21 cm)

„Ohne organische Düngung“ (Abb. 2). Bei gleicher Trockenrohdichte liegen niedrigere Luftkapazitäten vor, weil die Wassergehalte bei einer Saugspannung von -6 kPa in der organisch gedüngten Variante höher sind.

Diese Ergebnisse verifizieren, dass aufgrund einer langjährig differenzierten Bewirtschaftung zwischen Düngungsvarianten deutliche Unterschiede in den bodenphysikalischen und bodenmechanischen Parametern nachweisbar sind..

Literatur

- Körschens, M. und A. Pfefferkorn (1998): Der Statische Düngungsversuch und andere Feldversuche. Halle-Leipzig, UFZ. 32-41.
- Rücknagel, J., B. Hofmann und O. Christen (2005): Abschätzung der Vorbelastung strukturierter Böden aus Aggregatdichte und Trockenrohdichte. DBG-Mitteilung (gleiches Heft)

Einfluss der Bodenheterogenität auf den durch Saugkerzen ermittelten Stoffdurchbruch

Weihermüller, L.* , R. Kasteel & H. Vereecken

1. Einleitung

Zur Interpretation der mittels Saugkerzen gewonnenen Substanzen ist die Herkunft der Bodenlösung wichtig und der Einflussbereich der Saugkerze auf die natürliche Bodenwasserbewegung ein wesentlicher Untersuchungsaspekt.

Zur Interpretation der mittels Saugkerzen gewonnenen Stoffdurchbrüche liegen in der Literatur neue Erkenntnisse für homogene Bodenstrukturen vor (Weihermüller, 2005 und Weihermüller et al. 2005), wobei diese Arbeiten für das Systemverständnis in heterogenen Böden nur indirekt anwendbar sind.

Mit der vorgestellten Arbeit wird der Versuch unternommen, das komplexe System Saugkerze und Stoffdurchbruch in heterogenen Böden zu beschreiben. Um die Effekte der Bodenheterogenität auf die Stoffdurchbrüche in der Saugkerze zu klären, wurden systematische numerische Simulationen (Hydrus-2D) in heterogenen Medien unter stationären Bedingungen durchgeführt.

2. Material und Methoden

Für die Simulation des Wasserflusses und des Stofftransportes wurde das Simulationspaket HYDRUS 2D (Simunek et al., 1999) verwendet, das die Richards-Gleichung für den Wasserfluss und die Konvektions-Dispersions-Gleichung (CDE) numerisch löst. Der Wasserfluss wurde in einem 2D Fließfeld mit einer Ausdehnung von 100 x 100 cm simuliert. Die Saugkerze (Ø 2,4 cm) wurde horizontal zentriert 40 cm unter der Geländeoberkante implementiert. In der Saugkerzenebene wurden zusätzlich 10 *observation points* als Referenzensiometer definiert. Als obere Randbedingung wurde ein konstanter Fluss von $J_w = 0,4 \text{ cm h}^{-1}$ gewählt. Der untere Rand wurde als freie Drainage definiert. In der Saugkerze wurde ein konstanter Unterdruck angelegt. Als Referenzboden wurde ein Lehm angenommen ($\theta_s = 0,436 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, $\theta_r = 0,095 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, $K_s = 1,8629 \text{ cm h}^{-1}$, $\alpha = 0,0064 \text{ cm}^{-1}$ & $n = 1,353$), der mit einem Skalierungsansatz nach Miller-Miller (1956) generiert wurde (Standardabweichung $\sigma_r^2 = 0,25$ und $\lambda_r = 10 \text{ cm}$). Für die Berechnung der Saugkerzenbeprobungsfläche und der mittleren Transportgeschwindigkeit wurde ein Particle Tracking genutzt.

4. Ergebnisse

Um Informationen über den Einfluss der Saugkerzen auf den Bromiddurchbruch in heterogenen Böden zu erlangen, wurden sechs Realisierungen eines

heterogenen Bodens (gleiche Standardabweichung und Korrelationslänge) mit den Ergebnissen eines homogenen Bodens verglichen.

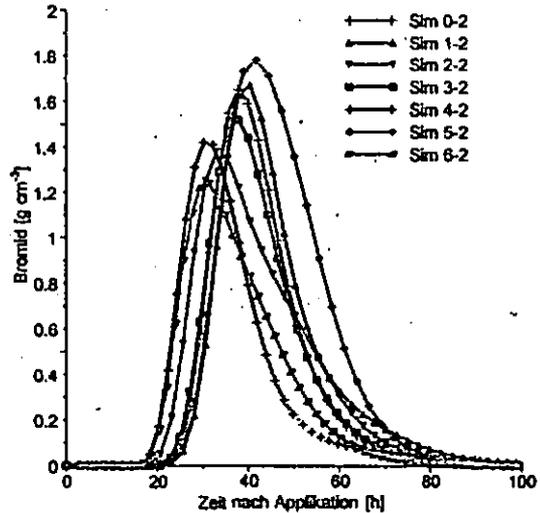


Abb. 1: Bromiddurchbruch in der Saugkerze (angelegte Saugspannung 60 cm) für einen homogenen Boden und verschiedenen heterogenen Böden.

Allgemein führen die heterogenen Strukturen zu einem typischen Netzwerk aus stärker und weniger stark wasserleitfähigen Regionen, die dazu führen, dass die Saugkerze entweder in einem präferierten Fließkanal, oder außerhalb einer solchen Struktur gelegen ist. Zur Quantifizierung der Lage der Saugkerze im Fließnetzwerk wurde die mittlere Transportgeschwindigkeit (MTG) von der Oberfläche bis zur Saugkerze durch Partikel Tracking bestimmt. Die Ergebnisse zeigen, dass die

Tab. 1: Angelegte Saugspannung, berechneter Transportparameter λ und ν , sowie Massenwiderfindung.

Standardabweichung	Saugspannung [cm]	λ [cm]	ν [cm h ⁻¹]	Widerfindung [%]	SCS4 [cm]
0-2 ¹	60,0	0,799	0,977	31,6	26,3
1-2	60,0	0,814	0,935	33,2	27,3
1-3	59,0	0,823	0,984	33,6	26,7
1-4	61,9	0,826	0,983	33,1	27,0
2-2	60,0	1,591	0,991	34,0	24,7
2-3	57,5	1,566	0,991	36,2	26,5
2-4	67,5	1,640	0,993	29,0	31,7
3-2	60,0	0,913	0,981	30,7	30,0
3-3	47,3	0,719	0,988	44,7	20,9
3-4	59,6	0,905	0,981	31,0	29,8
4-2	60,0	1,083	1,177	26,4	33,7
4-3	50,2	0,992	1,172	34,3	28,2
4-4	60,7	1,088	1,177	25,9	34,4
5-2	60,0	1,060	0,875	44,8	21,6
5-3	55,3	1,009	0,876	52,3	18,7
5-4	64,1	1,107	0,875	40,1	23,6
6-2	60,0	1,520	1,100	27,7	34,4
6-3	56,8	1,439	1,110	29,8	32,0
6-4	60,8	1,535	1,098	27,3	34,5

¹ homogenes Feld

Saugkerze im Fließfeld 1 und 5 in einer Region mit hohen absoluten Wasserflüssen, Fließfeld 2 und 3 in Regionen mit intermediären Wasserflüssen und Fließfeld 4 und 6 in einer Region mit geringen Wasserflüssen gelegen ist. In einem ersten Schritt wurden für alle Fließfelder konstante Saugspannungen von 60 cm in der Saugkerze angelegt und die Bromiddurchbrüche miteinander verglichen (Abb.1).

*Forschungszentrum Jülich GmbH; Institut für Chemie und Dynamik der Geosphäre (ICG) Teilinstitut IV: Agrosphäre 52425 Jülich
 * e-mail: l.weihermueller@fz-juelich.de

Die berechneten Transportparameters sind in Tab. 1 aufgelistet. Die mittlere Porenwassergeschwindigkeit (v) variiert zwischen 0,875 und 1,176 cm h^{-1} und die Dispersivität zwischen 0,799 und 1,591 cm . Als Konsequenz aus diesen Unterschieden variiert die Ankunftszeit der Tracerwolke gegenüber dem homogenen Medium. Die Variabilität in der Dispersivität kann (i) mit den Schwankungen in der Porenwassergeschwindigkeit und (ii) mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten der Tracerwolke in den einzelnen Fließkanälen begründet werden. Weiermüller et al. (2005) zeigte jedoch auch, dass die erhöhte Dispersivität auf die Deformation der Fließbahnen und daraus resultierenden längeren Fließwegen zurückgeführt werden kann. Die Massenwiderfindung ist ebenfalls von der Position der Saugkerze im Fließfeld und des Saugkerzeinflussbereiches (SCSA) abhängig. Berücksichtigt man, dass Saugkerzen in einer Vielzahl von Anwendungen tensiometergesteuert werden, so kommt man zu einem differenzierteren Bild. Zunächst wurden an den *observation points* die niedrigsten und höchsten Tensiometerwerte ausgelesen und mit einem konstanten Offset von 30 cm beaufschlagt (Tab. 1). Deutlich ist in Tab. 1 zu erkennen, dass die mittlere Porenwassergeschwindigkeit, Dispersivität und Massenwiderfindung von den angelegten Saugspannungen abhängig ist. Gleichzeitig ist jedoch auch zu erkennen, dass die angelegte Saugspannung nicht mit der mittleren Porenwassergeschwindigkeit, der Dispersivität und der Massenwiderfindung korreliert ist. Dieses Phänomen kann dadurch begründet werden, dass der Beprobungsraum der Saugkerze nicht nur durch die angelegte Saugspannung, sondern wesentlich auch durch die lokale Struktur der hydraulischen Eigenschaften des Bodens beeinflusst wird. Daher scheint es schwierig, wenn nicht unmöglich, die mittlere Porenwassergeschwindigkeit von der Position der Saugkerze im Fließnetzwerk durch Berechnung der MPG und der angelegten Saugspannung abzuleiten. Dagegen spielt die Korrelationslänge der hydraulischen Struktur, und daraus resultierend die Größe der Fließkanäle, eine wesentliche Rolle. Um Informationen über die minimal zu installierende Anzahl von Saugkerzen in einen heterogenen Boden zu erhalten, wurden insgesamt 45 Simulationen in unterschiedlichen Fließfeldern durchgeführt. Die Ergebnisse der berechneten effektiven Transportparameter und der Massenwiderfindung sind in Abb. 2 dargestellt. Deutlich ist eine Abnahme der Standardabweichung mit einer Zunahme der Simulationen zu erkennen. Auch wird deutlich, dass mit einer Zunahme der Simulationen der Mittelwert einen quasi asymptotischen Wert erreicht. Optisch kann aus den Daten eine Schwellenwert von etwa 20 Saugkerzen abgelesen werden, der die minimale Anzahl für den

gewählten heterogenen Boden definiert. Eine größere Anzahl von Saugkerzen würde das Ergebnis nicht wesentlich verbessern, wogegen eine Verringerung noch deutliche Schwankungen aufweisen würde.

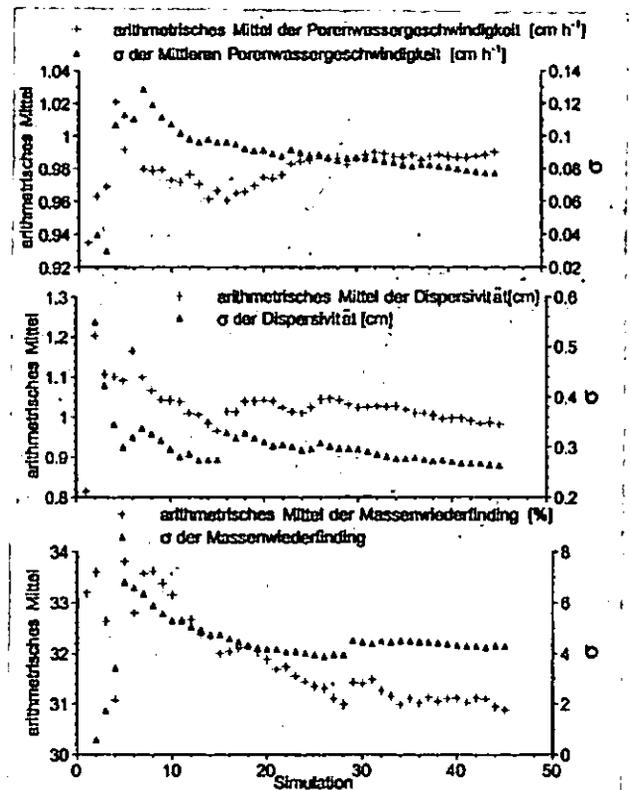


Abb. 2: Effektive Transportparameter v und l , sowie Massenwiderfindung für 45 unterschiedliche heterogene Fließfelder.

5. Schlussfolgerung

Die Ergebnisse zeigen, dass die Position der Saugkerze in einem heterogenen Medium einen wesentlichen Einfluss auf die aus dem Stoffdurchbruch abgeleiteten effektiven Transportparametern, als auch auf die Massenwiderfindung hat. Auch konnte gezeigt werden, dass der Einsatz von Referenz-tensiometer einen wesentlichen Einfluss auf die Ergebnisse haben kann. Die maximale Anzahl von zu installierenden Saugkerzen konnte für das gewählte heterogene Feld auf rund 20 festgelegt werden.

6. Literatur

Miller, E., and R. Miller (1956): Physical theory for capillary flow phenomena. *J. Appl. Phys.* 27:324-332.

Simunek, J., M. Sejna, and M. Th. van Genuchten (1999): The HYDRUS-2D software package for simulating the two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.0. U.S. Salinity Laboratory, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Riverside California.

Weiermüller, L. (2005): Comparison of different soil water extraction systems for the prognosis of solute transport at the field scale using numerical simulations, field and lysimeter experiments, Dissertation an der Rheinischen Friedrich-Wilhelms- Universität zu Bonn: 1-147

Weiermüller L., R. Kasteel, J. Vanderborght & H. Vereecken (2005): Spatial Impact of Soil Water Extraction with a Suction Cup - Results of Numerical Simulations; *Vedose Zone Journal*; In Druck

Kontaktwinkelbestimmung an Bodenproben mit der Wilhelmy-Platte-Methode

Susanne K. Woche & Jörg Bachmann

Institut für Bodenkunde, Universität Hannover
 Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover E-mail: woche@ifbk.uni-hannover.de

1. Einleitung

Der Kontaktwinkel CA hängt vom Verhältnis der Oberflächenspannungen σ der beteiligten Phasen fest f, flüssig l und gasförmig g ab (Young, 1805):

$$\cos \theta = (\sigma_{sv} - \sigma_{sl}) / \sigma_{lv} \quad (1)$$

Da die Oberflächenspannung der festen Phase nicht unmittelbar zugänglich ist, wird der Kontaktwinkel im Allgemeinen "indirekt", d.h. nur über bekannte Flüssigkeitskonstanten der Prüfflüssigkeit ermittelt. Nach diesem Prinzip arbeiten die Kapillaraufstiegsmethode (CRM; [1], [2]) und die Wilhelmy-Platte-Methode (WPM; [1], [3]), die den dynamischen Vorrück- (CA_{ad} , CRM), bzw. den dynamischen Vorrück- und Rückzugswinkel (CA_{ad} und CA_{re} , WPM) bestimmen.

2. Methodik

Bei der WPM taucht die Probe wie eine Wilhelmy-Platte bis zu einer bestimmten Tiefe (i.d., hier 5 mm) in die Prüfflüssigkeit ein. Bei bekannter Oberflächenspannung der Flüssigkeit wird dann über die Messung der Benetzungskraft bei i.d.=0mm der Kontaktwinkel berechnet:

$$\cos CA = F_w / (L_w \cdot \sigma_l) \quad (2)$$

F_w = Benetzungskraft bei i.d.=0 mm [mN]

L_w = Benetzte Länge (Probengeometrie) [m]

σ_l = Oberflächenspannung der Prüfflüssigkeit [$mN m^{-1}$]

Probenträger bekannter Geometrie werden mit Hilfe von auf Glasobjektträger aufgebrachtem doppelseitigem Klebeband hergestellt, auf das die pulverförmige, homogenisierte Probe angedrückt wird (Abb. 1). Messeinheit ist ein dynamisches Kontaktwinkel-Tensiometer (DCAT 11, Dataphysics; Abb. 1). Der Flüssigkeitsbehälter fährt nach oben bis die Probe die Flüssigkeitsoberfläche berührt und das Gerät beginnt mit der Aufzeichnung der Kraft als Funktion der Eintauchtiefe während des Eintauchens und des anschließenden Herausziehens. F_w bei i.d.=0mm ergibt sich über einen Fit. Die WPM ist für den gesamten Winkelbereich (0-180°) einsetzbar (s. Gleichung 2).

Institut für Bodenkunde, Universität Hannover
 Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
 E-mail: woche@ifbk.uni-hannover.de

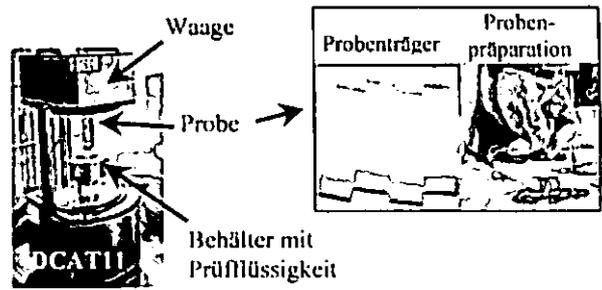


Abb. 1: DCAT 11 (links) mit Messanordnung und Probenpräparation (rechts).

3. Beispiele für WPM-Messergebnisse

3.1 CA als Funktion der Profiltiefe

Abb. 2 zeigt Kontaktwinkel als Funktion der Profiltiefe für eine Auswahl von Acker- und Waldprofilen. Die Spanne der Kontaktwinkel reicht von Werten nahe Null bis zu Werten über 100°, wobei die Waldprofile durchschnittlich höhere Winkelaufweisen. Mit zunehmender Tiefe verändern sich die Kontaktwinkel unregelmäßig, d.h. sie können ansteigen, abfallen oder nahezu unverändert bleiben. Geringfügige Differenzen zwischen Tiefenstufen/Horizonten (z.B. Rotthalmünster Weizen NPK) werden dabei ebenso aufgelöst wie deutliche Kontaktwinkelveränderungen (z.B. Waldstein), die Auswirkung verschiedener Nutzung (Rotthalmünster) und Düngungs- (Straubing) und Bearbeitungsvarianten (Lietzen) auf das Benetzungsverhalten.

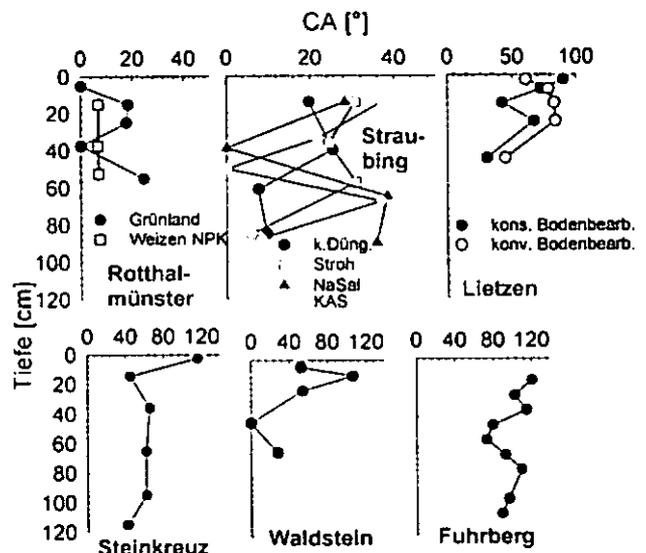


Abb. 2: Kontaktwinkel (CA_{ad}) als Funktion der Profiltiefe für Acker- (oben) und Waldprofile (unten).

3.2 CA als Funktion der Oberflächenspannung

Die Benetzbarkeit hydrophoben Materials nimmt mit abnehmender Oberflächenspannung der flüssigen Phase zu (s. Gleichung 1 und 2). In Abb. 3 sind Kontaktwinkel als Funktion der Oberflächenspannung von Wasser-Ethanol-Gemischen dargestellt. Sowohl bei natürlich hydrophoben Sandböden als auch bei hydrophobierten Proben nimmt der Kontaktwinkel nicht-linear mit vergleichbarem Verlauf ab.

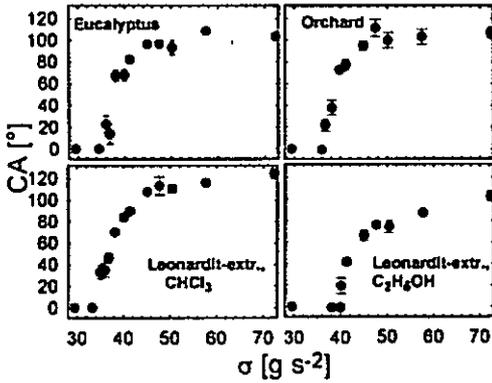


Abb. 3: CA_{ad} als Funktion der Oberflächenspannung (H₂O/C₂H₅OH-Mischungen) für natürlich hydrophobe (oben) und hydrophobierte (unten) Böden.

4. Vergleichbarkeit WPM-CA und CRM-CA

Beim Vergleich von WPM-Kontaktwinkeln mit Kontaktwinkeln, die mit der CRM (einer eingeführten Methode) bestimmt wurden, lassen sich nach bisherigen Erkenntnissen zwei Fälle unterscheiden. Proben mit sandiger Textur zeigen im Allgemeinen eine zufriedenstellende Übereinstimmung (Abb. 4). Bei Proben mit schluffiger Textur dagegen ist meist eine deutliche Diskrepanz zu beobachten, wobei die WPM hier jeweils niedrigere Winkel bestimmt (Abb. 5). Die Ursache für diese Abweichungen ist bisher unklar.

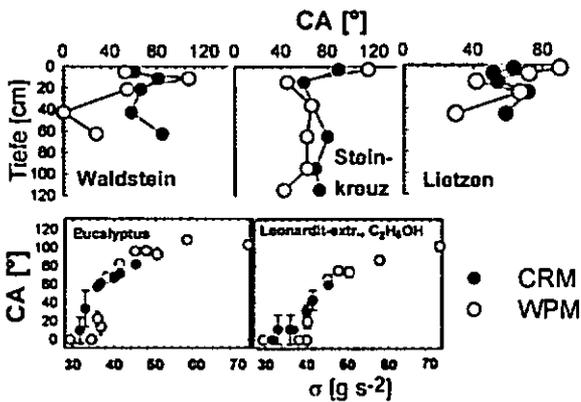


Abb. 4: Vergleich von WPM- und CRM-Kontaktwinkeln für Proben mit sandiger Textur für Profile (oben) und für CA als Funktion der Oberflächenspannung (unten).

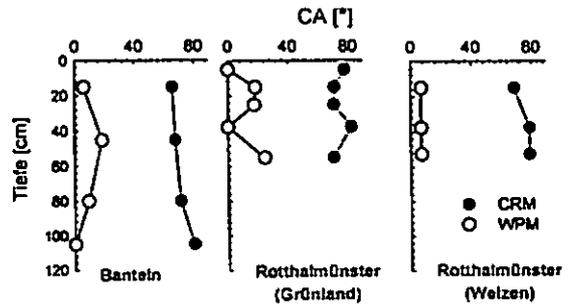


Abb. 5: Vergleich von WPM- und CRM-Kontaktwinkeln für Proben mit schluffiger Textur.

5. Fazit

Die WPM ist für den gesamten Bereich möglicher Kontaktwinkel einsetzbar und liefert bei geringem Materialbedarf (< 1g Probe) schnell (Messzeit pro Probe ca. 1 Minute) Informationen über das Benetzungsverhalten, wobei auch geringfügige Kontaktwinkelunterschiede auflösbar sind. Der Einsatz unterschiedlicher Prüfflüssigkeiten (unterschiedliche Oberflächenspannungen) ist problemlos möglich. Dazu gibt die zusätzliche Bestimmung des Rückzugswinkels gleichzeitig Informationen über die Persistenz einer möglichen Benetzungshemmung. Wegen der fehlenden Vergleichbarkeit von WPM- und CRM-Kontaktwinkeln bei Proben mit schluffiger Textur sollten mit der WPM bestimmte Kontaktwinkel in jedem Fall als "WPM-CA" gekennzeichnet sein.

Literatur

- [1] J. Bachmann, S.K. Woche, and M.-O. Goebel (2002). Extended methodology for determining wetting properties of porous media. *Water Resources Research*, 12, 1353.
- [2] M.-O. Goebel, J. Bachmann, S.K. Woche, W.R. Fischer, and R. Horton (2004). Water potential and aggregate size effects on contact angle and surface energy. *Soil Science Soc. Am. J.*, 68, 383-393.
- [3] S.K. Woche, M.-O. Goebel, M.B. Kirkham, R. Horton, R.R. van der Ploeg, and J. Bachmann (2005). Contact angles of soils as affected by depth, texture, and land management. *European Journal of Soil Science*, 56, 239-251.

Wasserhaushalt organischer Auflagehorizonte – Entwicklung eines Lindenholzsensors zur Bestimmung von Matrixpotentialen in organischen Substraten

T. Zuber¹, W. Borken¹, B. Huwe²

Einleitung

Der Wasserhaushalt von Humusauflagen beeinflusst viele biologische, chemische und physikalische Prozesse, die sowohl für den Stoffumsatz innerhalb der Waldökosysteme als auch für den Stoffaustausch mit angrenzenden Systemen von großer Bedeutung sind.

Insbesondere treten große räumliche und zeitliche Unterschiede im Wassergehalt und Matrixpotential von Auflagen auch innerhalb eines Bestandes auf (Tiktak und Bouten, 1994). Des Weiteren unterliegen organische Auflagen während der Vegetationsperiode einem ständigen Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung, was nicht nur die Wasserversorgung der Pflanzen, die häufig in der Auflage wurzeln, beeinflusst, sondern auch den Gasaustausch zwischen Mineralboden und Atmosphäre. Aus Mangel an geeigneten oder in-situ getesteten Messverfahren beschränken sich Messungen und Modellierungen des Bodenwasserhaushalts bisher auf den Mineralboden. Damit wird bzgl. der Modellierung des Wasser- und des daran gekoppelten Stoffhaushalts auf ein wichtiges Kompartiment verzichtet. Hier soll die Entwicklung eines Lindenholzsensors (LHS) vorgestellt werden, der kontinuierlich und hochauflösend das Matrixpotential in organischen Auflagehorizonten misst.

Messprinzip

Das Messprinzip basiert auf der Änderung des elektrischen Widerstands in einem Lindenholzstück. Über Elektroden wird eine 25 Hz Wech-

selspannung an das 2 mm flache Holzstück angelegt. Der elektrische Widerstand im Lindenholz ist eine Funktion des Wassergehalts und der Temperatur (Abb. 1 und 2). Bei Einbau in organisches Substrat weist das Lindenholz dabei ein ähnliches Verhalten bezüglich des Feuchteaustausches auf wie das Substrat selbst.

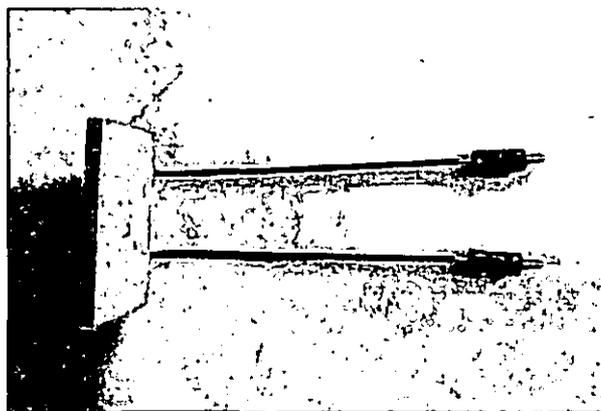


Abb. 1. Lindenholzsensoren zur Messung von Matrixpotentialen in organischen Auflagen von Wäldern

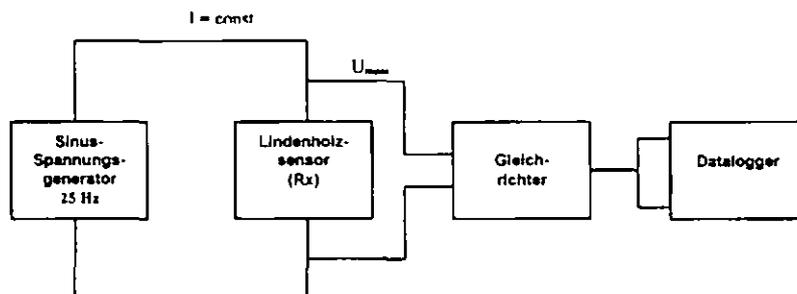


Abb. 2. Vereinfachter Schaltplan der Messanordnung

Der Einfluss der Temperatur wird über eine Ausgleichsfunktion berücksichtigt. Diese wurde erstellt, indem die Sensoren mit verschiedenen, aber jeweils konstanten Wassergehalten, unterschiedlichen Temperaturen ausgesetzt wurden und der Sensorwiderstand jeweils gemessen wurde. Steigende Temperaturen und steigende Wassergehalte führen zu einer Verringerung des elektrischen Widerstands (Abb. 3).

Anwendung in Torfsubstrat

Nach Einbau der Sensoren in einen homogenisierten Hochmoortorf wurde in einem dreifach wiederholten Befeuchtungs- und Austrocknungsversuch bei 15 °C die Veränderung des elektrischen Widerstands der Sensoren sowie der Wassergehalt des Torfes kontinuierlich aufgezeichnet (Abb. 4).

¹ Lehrstuhl für Bodenökologie, Bayreuther Zentrum für Ökologie und Umweltforschung (BayCEER), Universität Bayreuth, D-95440 Bayreuth
e-mail: tobias.zuber@uni-bayreuth.de

² Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth

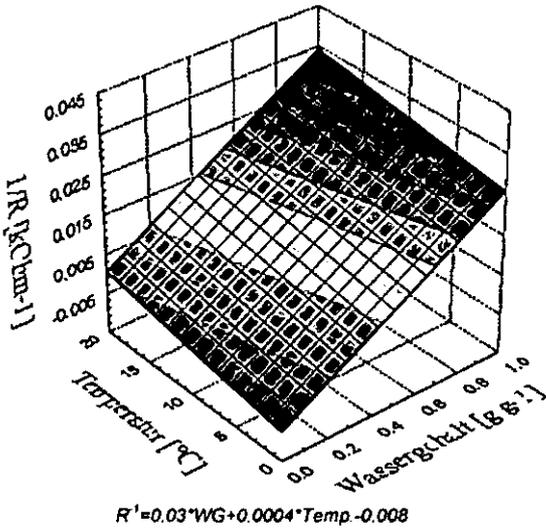


Abb. 3. Zusammenhang zwischen Temperatur, Wassergehalt und Sensorsignal

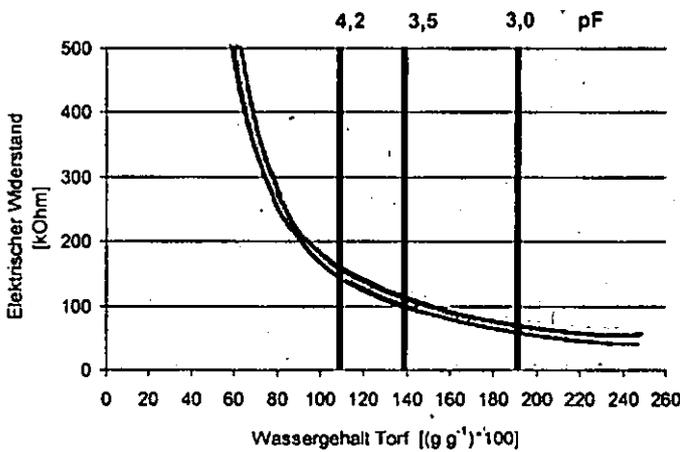


Abb. 4. Sensorsignal (Mittelwert, n=5) in Abhängigkeit vom Wassergehalt eines Hochmoortorfes (zwei aufeinanderfolgende Austrocknungen nach zwischenzeitlicher Wiederbefeuchtung) und pF-Werte des Torfes bei Austrocknung

Durch die Aufnahme einer pF-Kurve (Austrocknung) für das Torfsubstrat zeigte sich, dass der LHS gerade im trockenen Bereich bei pF-Werten von >2,5 bis über 4,2 Anwendung finden kann (Abb.4).

Anwendung im Freiland

Um die Tauglichkeit des Sensors im Freiland zu überprüfen, wurden 10 Sensoren im Oh eines Fichtenbestandes 8 cm unter Geländeoberkante installiert. Gleichzeitig wurden die Saugspannung in 10 cm Mineralbodentiefe sowie der Bestandesniederschlag gemessen. Betrachtet wird hier der Zeitraum Juni bis Juli 2005 (Abb. 5). Sowohl die Tensiometer als auch die LHS rea-

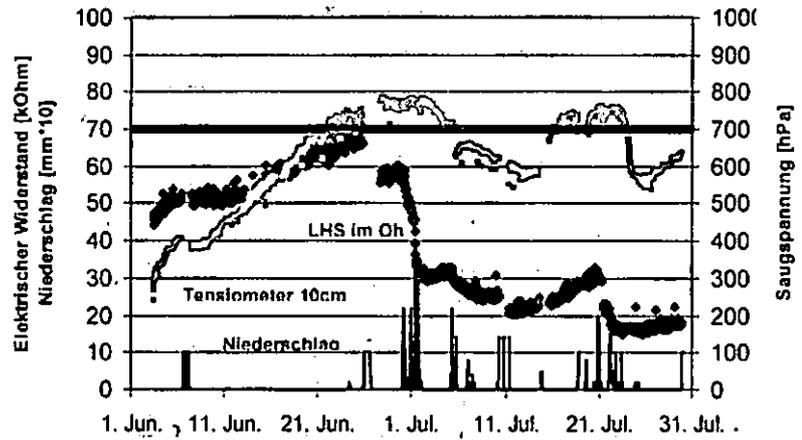


Abb. 5. Bestandesniederschlag, Matrixpotential einer podsolierten Braunerde in 10 cm Tiefe (Mittelwert, n=3) und elektrischer Widerstand der LHS im aufliegenden Oh (Mittelwert, n=10) (schattiert dargestellt die Messgrenze der Tensiometer)

gierten auf die erste, längere Austrocknungsperiode im Juni mit steigenden Werten. Der einsetzende Niederschlag um den 1. Juli führte zu deutlich und schnell fallenden Widerständen der LHS, während die Tensiometer bereits die Grenze ihres Messbereiches von 700-800 hPa erreicht hatten. Die LHS lagen mit etwa 70 kΩ noch im unteren Bereich des möglichen Messbereiches, der bis mindestens 500 kΩ sinnvolle Messwerte erwarten lässt. Auch eine zweite Austrocknung Mitte Juli zeichneten die LHS mit steigenden Widerständen auf, worauf Niederschläge um den 21. Juli mit niedrigeren Sensor-Widerständen folgten.

Zusammenfassung

Die Anwendbarkeit des Lindenholzsensors in organischen Substraten ist auch im Freiland gegeben. Eine Zuordnung des Sensorsignals zu definierten Matrixpotentialen muss in weiteren Untersuchungen erfolgen. Die Experimente im Torfsubstrat lassen auf einen Messbereich von etwa pF 2,5 bis über 4,2 hinaus schließen, was bedeuten würde, dass im Gegensatz zu vorhandener Messtechnik, auch im sehr trockenen Bereich gemessen werden kann. Die geringe Größe und die niedrigen Materialkosten lassen darüber hinaus hochaufgelöste Messungen in den Auflagerebenen von Wäldern zu.

Literatur

Tiktak, A. and Bouten, W. (1994) Soil water dynamics and long-term water balances of a Douglas fir stand in the Netherlands. *J. Hydrol.* 156, 265-283.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission II

Band 107

Heft 1

2005

Bioverfügbarkeit von Arsen unter dem Einfluß zeitweilig reduzierender Bedingungen – Bodenlösungsuntersuchung versus Extraktionsmethoden.

J. Ackermann¹, D. Vetterlein^{1,2}, H. Tanneberg¹, J. Mattusch², H.-U. Neue², R. Jahn¹

Einleitung

In Sachsen Anhalt wurde mit dem Hochwasserereignis im August 2002 eine As-Belastung (regelmäßige Überschreitung des Maßnahmenwertes für Grünland von 50 mg As kg⁻¹ Boden, Anhang 2 zur BBodSchV) der Auen an Elbe, Mulde und Saale erkannt (Anacker et al., 2003).

In Böden ist Arsen vorrangig in den anorganischen Spezies As(V) oder As(III) präsent (Mascheleyn et al., 1991), die sich sehr stark in ihrer Toxizität und Mobilität unterscheiden. Unter aeroben Bedingungen ist As(V), mit einer hohen Affinität zu Eisenhydroxiden, vorherrschend. Unter anaeroben Bedingungen, wie man sie in den semiterrestrischen Auenböden zeitweilig findet, wird Fe(III) zu löslichem Fe(II) reduziert, sorbiertes As(V) in die Bodenlösung entlassen und zu As(III) umgewandelt. Eine Erhöhung des Arsengehaltes in der Bodenlösung und eine Verschiebung des Speziesverhältnisses ist die Folge.

Bei einer landwirtschaftlichen Nutzung der Auengebiete als Weide oder zur Mahd sind die Folgen, die aus der As-Belastung für den Transfer in die Nahrungskette entstehen können, bislang nicht absehbar. Für den Pfad Boden-Pflanze ist die Verfügbarkeit von As in Böden entscheidend. Die in Deutschland gängigen Methoden (Ammoniumnitratextraktion, Königswasseraufschluß) zur Einschätzung der Schwermetallverfügbarkeit führen bei Arsen zu keinem zufrieden stellenden Ergebnis. Ziel dieser Arbeit ist es daher geeignete Methoden für die Beurteilung von As-Belastung und Verfügbarkeit in Auenböden zu finden.

Material und Methoden

Zur Simulation einer zeitweiligen Überstauung wurde ein Zylinder-Experiment durchgeführt. Dabei wurden drei verschiedene Substrate verwendet, zwei Substrate (B1, As 99 mg/kg; B3, As 59 mg/kg) von einem arsenkontaminierten Auenstandort und ein künstlich mit Na₂HAsO₄ kontaminiertes Quarzsubstrat (S, As 5 mg/kg). Das Zylinder-Experiment wurde als 2-faktorielle Blockanlage mit 6 Wiederholungen angelegt. Der erste Faktor war das verwendete Substrat (B1, B3, S). Als zweiter Faktor wurde die Zugabe von 0,2 % organischer Substanz (OS), in Form gemahlener Biomasse des Auenstandorts, gewählt, die das Absinken der Redoxpotentiale nach Befeuchtung beschleunigen sollte. Zeitlich wurde das Experiment in drei Phasen gegliedert: Sättigung, Austrocknung, Sättigung.

Um die As-Verfügbarkeit zu bestimmen wurde wöchentlich Bodenlösung entnommen. Zusätzlich wurden am Ende der Phasen I und III destruktive Methoden (sequentielle Extraktion für As, H₂O-, NH₄NO₃-, NH₃OHCl-, Königswasser-Extrakt) durchgeführt.

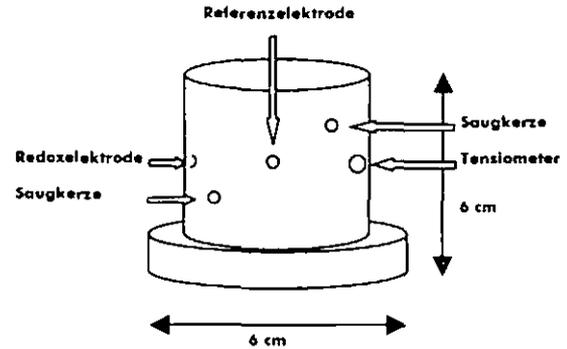


Abb. 1: Zylinder

Ergebnisse

Bei der Auswertung des wöchentlichen Verlaufs der Bodenlösungsgehalte (Abb. 2) konnten zwischen den Varianten S ohne OS und S mit OS deutliche Unterschiede festgestellt werden.

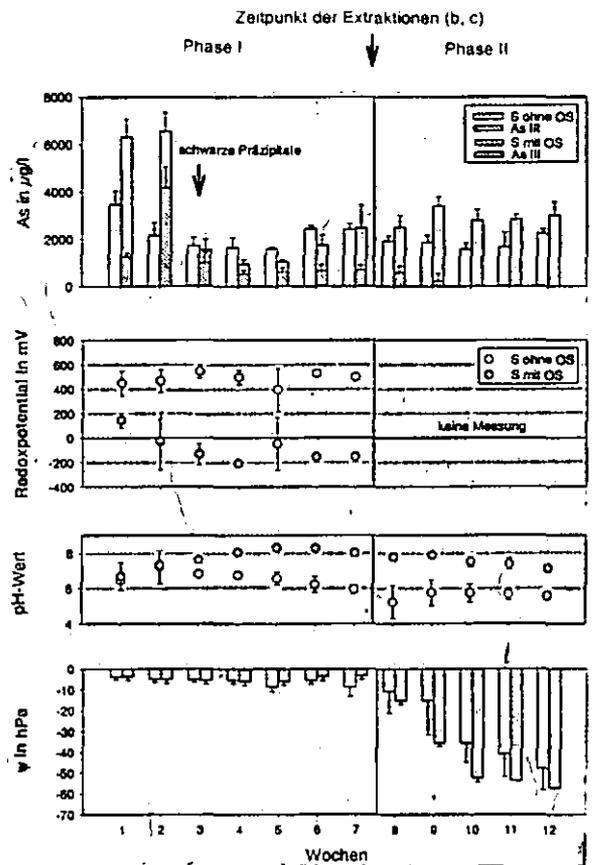


Abb. 2: Änderung der As-Spezies-Konzentration in der Bodenlösung, des pH-Wertes und des Redoxpotentials in Abhängigkeit von der Zugabe organischer Substanz in einem Quarzsubstrat. Das Matrixpotential zeigt den zeitlichen Verlauf von Sättigung und Austrocknung in den Phasen I und II an.

¹Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle, e-mail: juliane.ackermann@landw.uni-halle.de

²Department Bodenforschung, UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

So zeichnete sich bei S ohne OS keine Änderung des As-Gehalts im zeitlichen Verlauf ab, was mit den gleich bleibend hohen Redoxpotentialen während der unterschiedlichen Phasen einhergeht. Im Gegensatz dazu kam es bei S mit OS in der Phase I mit Abnahme des

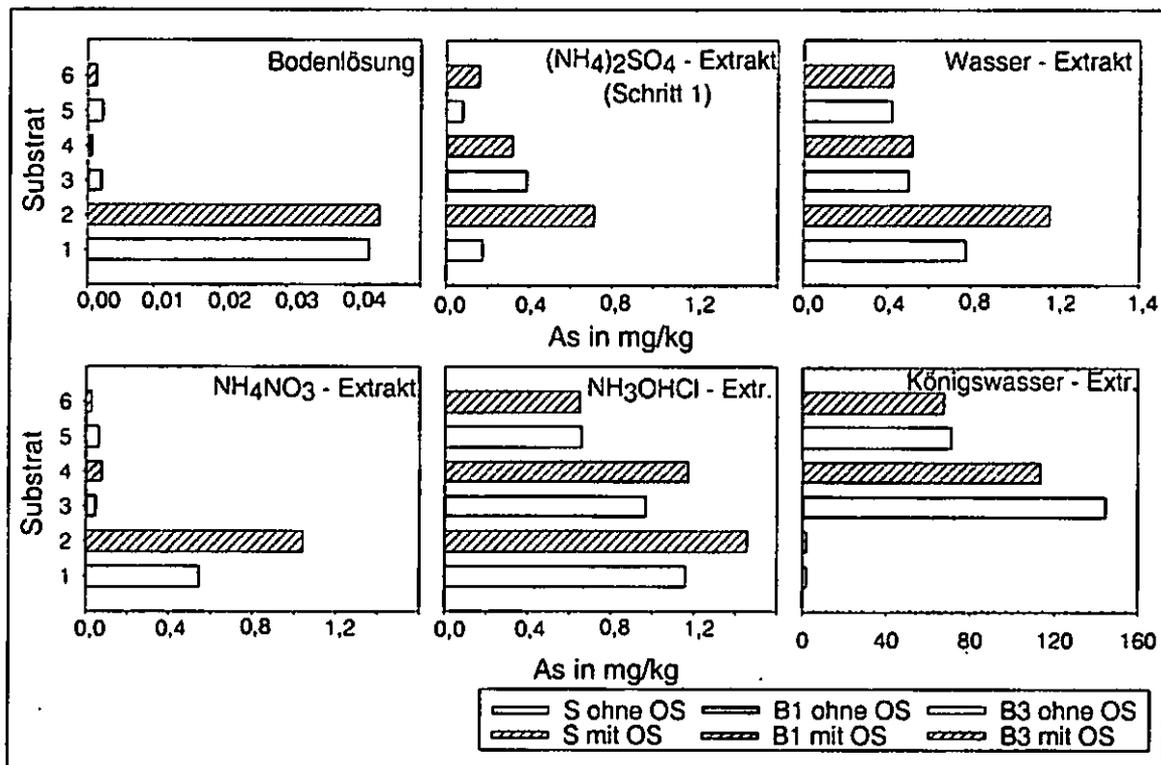


Abb. 3: As-Gehalt in Einzelextrakten am Ende der Phase I für die Substrate B1, B3 und S in den Varianten ohne und mit organischer Substanz.

Redoxpotentials zur Bildung von As(III) und zur Erhöhung der As-Konzentration in der Bodenlösung. Dies deckt sich mit der Aussage von Mascheleyn et al. (1991), der unter anoxischen Bedingungen As(III) als vorherrschende Spezies bezeichnet.

Am Ende der Phase I konnte bei S mit OS mit allen durchgeführten Einzelextraktionen (ausgenommen der Königswasseraufschluss) sowie mit dem ersten Schritt der sequentiellen Extraktion ein höherer As-Anteil extrahiert werden als bei S ohne OS (Abb. 3). Die reduzierenden Verhältnisse in dieser Phase führen somit zu einer Erhöhung des leicht verfügbaren As-Anteils. Bei den Auensubstraten war dieser Sachverhalt nicht erkennbar, was mit den gleich bleibend hohen Redoxpotentialen in der Sättigungs-Phase I einhergeht.

In Abb. 4 ist zu erkennen, dass bei der Sequentiellen Extraktion am Ende der Phase I der Anteil leicht verfügbaren As (Schritt 1) bei S mit OS deutliche erhöht ist. Hier ist wiederum das gesunkene Redoxpotential (<100 mV) in Sättigungs-Phase I als Ursache zu nennen. Weiterhin ist der As-Gehalt in der Residual-Fraktion (Schritt 5) deutlich erhöht, was möglicherweise mit der Bildung der schwarzen Präzipitate zusammenhängt. Bei den Substraten B1 und B3 sind keine Unterschiede durch die Inkubation mit organischer Substanz feststellbar. Arsen wurde hier hauptsächlich in den Oxalat-Fractionen (Schritt 3, 4) gefunden. Wenzel et al. (2001) begründet das mit der primären Assoziation von Arsen mit amorphen und kristallinen Fe-Oxiden.

Zusammenfassung

Eine Erhöhung der As-Bioverfügbarkeit durch den Einfluß reduzierender Bedingungen konnte im Quarzsubstrat sowohl anhand der Bodenlösungs-untersuchungen (Woche 1, 2), als auch mit den verschiedenen Extraktionen nachgewiesen werden. Bei den natürlichen Auensubstraten ist es nicht gelungen während des Zylinder-Experiments

reduzierende Bedingungen zu erzeugen, so dass keine Aussage über die Veränderung der Bioverfügbarkeit möglich ist

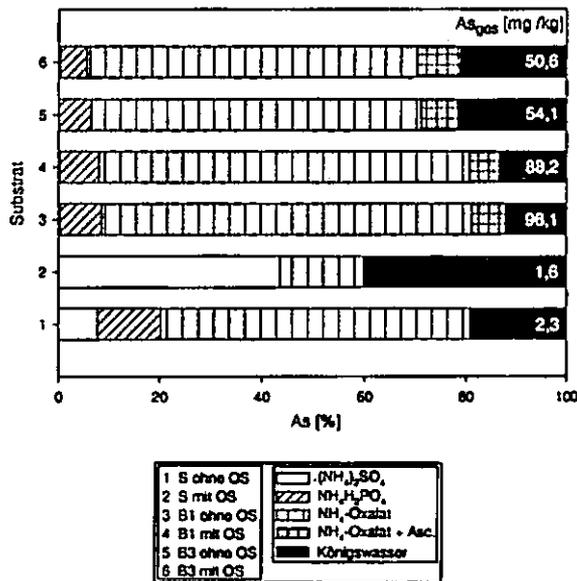


Abb. 4: Sequentielle Extraktion nach Wenzel et al. 2001 am Ende der Phase I für die Substrate B1, B3 und S in den Varianten ohne und mit organischer Substanz.

Danksagung

Die Autoren danken der Helmholtz Gemeinschaft für die Ermöglichung der Durchführung dieser Arbeit im Rahmen der Helmholtz-Hochschul-Nachwuchsgruppe BASS.

Literaturquellen

Literaturquellen sind auf Anfrage unter juliane.ackermann@landw.uni-halle.de erhältlich.

Ein thermodynamischer Ansatz zur Bestimmung der Inneren Oberfläche von Böden

Ahl¹, C. Beckmann, S. Gessler, F. Niemeyer, J. Pagel-Wieder, S.

A. Problematik

Die Größe der inneren Oberfläche des Bodens, i. e. die Wandung des Porensystems, bestimmt in vielen Fällen die Stoffmenge von adsorptiv gebundenen Substanzen. Diese Abhängigkeit gilt z.B. bei der Bindung von Bt-Toxin oder von Nucleinsäuren an Böden (Pagel-Wieder et al. 2004, Crecchio et al. 2005). Unsere Absicht war es, aus vorhandenen porosimetrischen Kennlinien, den pF-Kurven, die Größe der inneren Oberfläche abzuschätzen, um so das adsorptive Verhalten von Böden zumindest näherungsweise angeben zu können.

B. Methode

Thermodynamische Grundlagen

Die differentielle Arbeit dW , die erforderlich ist, um die differentielle Fläche dA , z.B. die innere Kapillarfläche eines Bodens, mit einer Flüssigkeit zu benetzen, ergibt sich aus Gl. (1):

$$dW = \gamma_L \cos \Theta dA \tag{1}$$

γ : Grenzflächenspannung der Flüssigkeit

Φ : Grenzwinkel

Aus dieser Beziehung leitet sich die sog. Steighöhengleichung her. Erstmals ist dies von Briggs (1897) beschrieben worden. Diese Arbeit ergibt sich ebenfalls aus der Druck- Volumen – Arbeit:

$$dW = pdV \tag{2}$$

Kombination von (1) und (2) ergibt:

$$\gamma_L \cos \Theta dA = pdV \tag{3}$$

Integration führt zu:

$$A = \frac{\int pdV}{\gamma_L \cos \Theta} \tag{4}$$

Für die massebezogene Fläche ergibt sich:

$$A = \frac{\int pdV}{m \gamma_L \cos \Theta} \tag{5}$$

m = Masse

Bei einem Kontaktwinkel von 0 Grad und einer Grenzflächenspannung des Wassers von 73mN/m ergibt sich:

$$A = \frac{1}{m} 0,0137 \int_0^V pdV \tag{6}$$

Dieser Ansatz wird auch in der Quecksilber- Porosimetrie verwendet (Milburn et al. 1987).

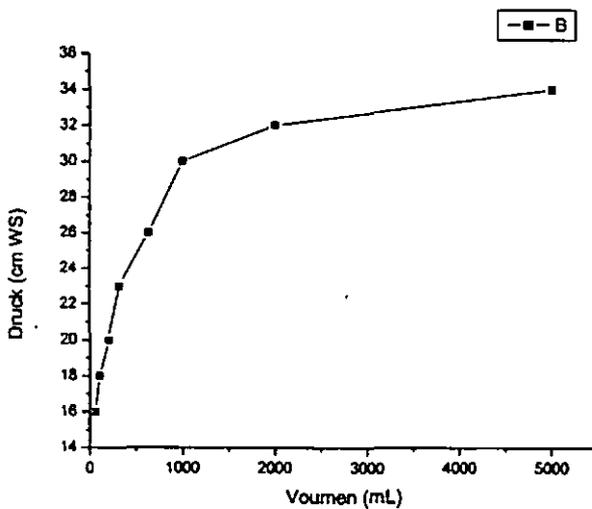
¹ Universität Göttingen, Institut für Bodenwissenschaften, 37075 Göttingen
cahl@gwdg.de

Bodenkundliche Anwendung

Datengrundlage sind die sehr häufig vorhandenen Wasserspannungs / Wassergehaltskurven oder pF-Kurven. In ihnen sind die Druck-Volumen Abhängigkeiten in Kurvenform dargestellt. Das bestimmte Integral kann aus diesen Kurven, nach Entlogarithmieren, durch numerische Integration mit Hilfe von Tabellenkalkulationsprogrammen erhalten werden. Eine analytische Integration ist ebenfalls möglich (Niemeyer u. Ahl 1989).

C. Ergebnis

Die Abbildung zeigt die aus einer pF-Kurve durch Umrechnung erhaltene Druck-Volumen Kurve für eine Probe aus einer Parabraunerde aus Löss:



Die Integration und Verrechnung ergibt eine rechnerische innere Oberfläche von etwa 8400 cm²/kg in einem Radienbereich von etwa 0,2 bis 50 µm. Bei Proben anderer Böden und Standorte ergeben sich Werte der so erhaltenen

rechnerischen inneren Oberflächen zwischen 3000 und 12000 cm²/kg.

D. Schlussfolgerung:

Diese hier vorgestellte rechnerische Abschätzung der Größe von Inneren Oberflächen von Böden liefert sinnvolle Werte. Eine Validierung dieser Werte mit Hilfe von anderen, ebenfalls nicht zerstörenden Methoden, ist allerdings noch nicht erfolgt.

E. Literatur

Briggs, L.J. (1897): The mechanics of soil moisture. – U.S. Dept. Agr. Bur. Soils Bull. 10.

Crecchio, C., P. Ruggiero, M. Curci, C. Colombo, G. Palumbo u. G. Stotzky (2005): Binding of DNA from *Bacillus subtilis* on Montmorillonite – Humic Acids – Aluminum or Iron Hydroxypolymers: Effects on Transformation and Protection against DNase. SSSAJ 69:834-841 (2005).

Milburn, D.R., B.D. Atkins, B.H. Davis (1987): Fundamentals of Adsorption. Engineering Foundation, New York.

Niemeyer, J. u. C. Ahl (1989): The Fractal Dimension of The Pore Volume inside Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 152, 457- 458, 1989.

Pagel-Wieder, S., F. Gessler, J. Niemeyer und D. Schröder (2004): Adsorption of the *Bacillus thuringiensis toxin* (Cry1Ab) on Na-montmorillonite and on the clay fractions of different soils. J. Plant Nutr. Soil Sci. 2004, 167, 184-188.

Feldalterung von Pflanzenschutzmitteln in einer thailändischen Litschiplantage

Holger Ciglasch,^{1,*} Julia Busche,¹
Wulf Amelung,² und Martin Kaupenjohann¹

Einleitung

Prozesse, die mit der Zeit zu einer Zunahme der Bindungsstärke zwischen Bodenfestphase und eingebrachten Xenobiotika führen, werden als „Alterung“ zusammengefasst (1). Durch diese Festlegung werden Bioverfügbarkeit (2, 3) und Verlagerbarkeit (4) der Stoffe reduziert. Alterungsprozesse beeinflussen damit direkt Abbaubarkeit, Mobilität und Persistenz von Pflanzenschutzmitteln (PSM), d.h., ihr Umweltgefährdungspotenzial. Unterschiedliche Alterungszustände der PSM lassen sich über ihre Extrahierbarkeit charakterisieren, wobei umso stärkere Lösemittel erforderlich sind, je weiter die Alterung fortgeschritten ist (5, 6).

In einer Litschiplantage in N-Thailand beobachteten wir, dass, trotz schneller initialer Dissipation in den Tropen (vgl. (7)), 5 von 6 untersuchten PSM nach mehrfacher Applikation im Oberboden angereichert werden (Abb. 1; (8)). Ziel der hier vorgestellten Arbeit ist, mittels einer dreistufigen sequenziellen Extraktion von Bodenproben zu untersuchen, ob diese Anreicherung durch Alterung erklärbar ist.

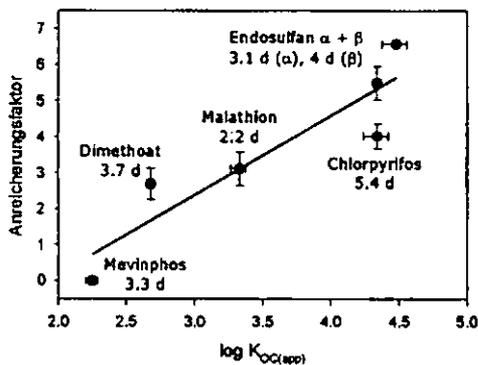


Abb. 1: Anreicherung von Pestiziden nach fünf Applikationswiederholungen (10-tägig). Aufgetragen ist der Quotient aus Bodenkonzentrationen an Tag 50 (Ende des 5. Applikationszyklus) und Konzentrationen an Tag 10 (Ende des 1. Zyklus; „Anreicherungsfaktor“) gegen den Verteilungskoeffizienten $K_{OC(50)}$ (siehe Text, Mittelwert Applikationszyklus 5). Zusätzlich sind mittlere Halbwertszeiten der initialen Dissipation (Kinetik 1. Ordnung) angegeben (nach (8)).

Material und Methoden

In einer nordthailändischen Litschiplantage (Haplic Acrisol; Details: siehe (9)) applizierten wir manuell ein Gemisch von Insektiziden (Chlorpyrifos, Dimethoat, Endosulfan- α und - β , Malathion und Mevinphos) direkt auf den Boden (5 Wiederholungen). In einer ca. 80-tägigen Kampagne nahmen wir insgesamt 26 Mischproben (0–10 cm) (Abb. 2) und extrahierten sie sequenziell mit 0.01 m $CaCl_2$, Methanol (MeOH) und dem Lösemittelgemisch Aceton : Ethylacetat : Wasser (3:1:1; v/v/v; AEW). Die PSM-Messungen erfolgten mittels GLC/EI-MS (6, 10). Aus dem

so entstandenen Datensatz bestimmten wir den C-normierten Boden : Lösungs-Verteilungskoeffizienten $K_{OC(app)}$ (app = apparent; Engl.: scheinbar; denn im Feldversuch ist kein Gleichgewichtszustand zu erwarten; vgl. (11)):

$$K_{D(app)} = \frac{c(MeOH) + c(AEW)}{c(CaCl_2)} \quad (Gl. 1a)$$

$$K_{OC(app)} = \frac{K_D \cdot 100}{\%OC} \quad (Gl. 1b)$$

Eine Verschiebung des scheinbaren Gleichgewichts zur Festphase (Anstieg des $K_{OC(app)}$) kann als Alterung interpretiert werden. Zusätzlich zu diesem „klassischen“ Verteilungskoeffizienten berechneten wir den Quotienten aus methanol- und AEW-extrahierbaren PSM (MeOH-AEW-Ratio; MAR):

$$MAR = \frac{c(MeOH)}{c(AEW)} \quad (Gl. 2)$$

Da sich mit steigender Bindungsstärke die Sorbate immer schlechter mit MeOH, dafür zunehmend nur noch mit AEW extrahieren lassen, zeigt eine Abnahme des MAR (im Gegensatz zum $K_{OC(app)}$) eine Alterung der Stoffe an.

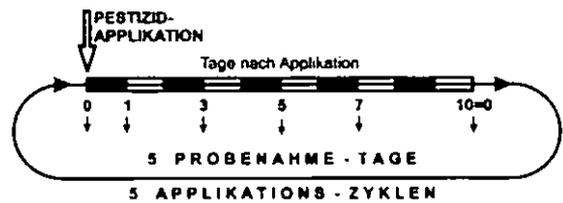


Abb. 2: Applikations- und Probenahmeschema. Zusätzlich wurde eine Endprobe 33 Tage nach der 5. Applikation vorgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

Nach einer Applikation können die PSM im Boden altern; durch erneutes Spritzen kommen dann zu den gealterten Substanzen frische hinzu. Dies könnte zu einem zyklischen Fluktuieren der Alterungsindikatoren führen. Für Endosulfan war dieses Schema jedoch nur für den $K_{OC(app)}$ im Applikationszyklus 3 deutlich zu erkennen, der MAR schwankte um einen konstanten Wert (Abb. 3). Offenbar hatten innerhalb der Applikationszyklen Umwelteinflüsse wie Bodenfeuchte (12) einen größeren Einfluss auf die Bindungsstärke als die Zeit. Allerdings war für beide Iso-

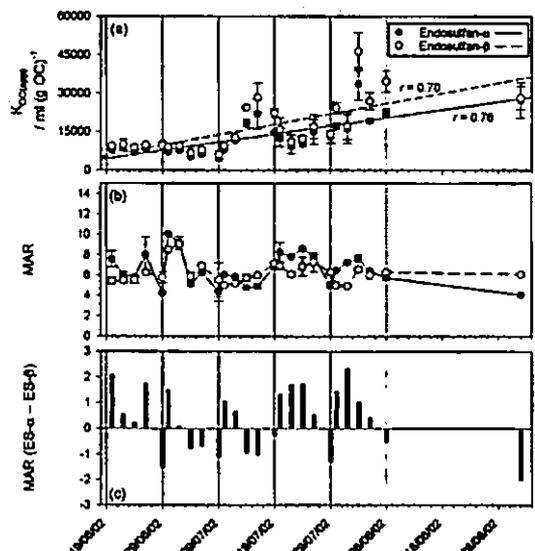


Abb. 3: Verlauf von $K_{OC(app)}$ (a) und MAR (b) für Endosulfan- α und - β . (c) zeigt die Differenz des MAR zwischen beiden Isomeren (Endosulfan (α - β)). Die senkrechten Linien markieren die Applikationszyklen (vgl. Abb. 2).

¹ TU Berlin, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 10587 Berlin

* Korrespondenz: holger.ciglasch@tu-berlin.de

² Rheinische Friedrich-Wilhelm-Universität Bonn, Institut für Bodenkunde, Nussallee 13, 53115 Bonn

mere des Endosulfan ein deutlicher Anstieg des $K_{OC(app)}$ über den gesamten Versuchszeitraum zu erkennen. Beim MAR lag dieser Trend nicht vor, jedoch trat innerhalb der Zyklen ein anderer Effekt auf: Während zu Beginn stets das Endosulfan- α einen höheren MAR aufwies als β (α „frischer“ als β), war dies am Ende stets umgekehrt. Dies deutet darauf hin, dass das α -Isomer mikrobiell in das β -Isomer umgewandelt wurde, sodass eine ständige Nachlieferung „frischen“ Endosulfan- β erfolgte (13).

Während der $K_{OC(app)}$ von Chlorpyrifos über das gesamte Experiment hinweg unverändert blieb, ist eine deutliche Abnahme des MAR zu verzeichnen (Abb. 4). Offenbar ist die Alterung des Chlorpyrifos vor allem durch eine Verlagerung von MeOH- zu AEW-extrahierbaren Bindungsplätzen charakterisiert und weniger von einer Änderung des Boden: Lösungs-Gleichgewichts. Der $K_{OC(app)}$ von Malathion stieg zwar innerhalb einzelner Zyklen an, insgesamt beobachteten wir jedoch eine klare Abnahme des Wertes; gleichzeitig fiel auch der MAR (Abb. 4). Obwohl also die sorbierte Fraktion immer stärker gebunden wurde verschob sich der Verteilungskoeffizient zur Wasserphase. Möglicherweise wurden, z.B. durch spezifische mikrobielle Prozesse, zunächst locker sorbierte Malathion-Moleküle (MeOH-Fraktion) wieder desorbiert, sodass wir sie somit im $CaCl_2$ -Extrakt fanden.

Für Dimethoat ließen sich für die Applikationszyklen 1 und 2 aufgrund technischer Probleme bei der Analyse des $CaCl_2$ -Extraktes keine $K_{OC(app)}$ -Werte berechnen (Abb. 5). Man erkennt jedoch sowohl innerhalb der Zyklen 3–5 jeweils einen deutlichen Anstieg des Wertes als auch eine leichte Tendenz zu einer absoluten Zunahme. Im MAR lässt sich eine Abnahme innerhalb der einzelnen Zyklen

erkennen, im Mittel bleibt der MAR jedoch unverändert. Dies deutet darauf hin, dass Dimethoat zwar deutlich altert, aber aufgrund seiner hohen Dissipationsrate am Ende der Zyklen nur noch wenig der Substanz vorhanden ist, sodass vor allem der Bindungszustand der frisch applizierten Moleküle $K_{OC(app)}$ und MAR beeinflusst. Für Mevinphos konnten insgesamt kaum $K_{OC(app)}$ -Werte bestimmt werden, da die Konzentrationen im $CaCl_2$ -Extrakt unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen (Abb. 5). Innerhalb der Zyklen 2, 3 und 5 nimmt der MAR von Mevinphos zwar ab, insgesamt ist jedoch ein Anstieg zu verzeichnen. Möglicherweise wird (ähnlich wie beim Malathion) durch mikrobielle Aktivität Mevinphos aus festeren Bindungsplätzen zurück gelöst. Da beim Mevinphos hiervon auch die am stärksten gebundenen Moleküle betroffen sind, ist bei Mevinphos als einzigem der untersuchten Stoffe keine Anreicherung im Boden zu beobachten (Abb. 1).

Schlussfolgerungen

Durch Kombination der Informationen von $K_{OC(app)}$ und MAR gelang es, für alle der untersuchten Stoffe Alterungseffekte zu zeigen. Hieraus folgern wir, dass trotz der hohen Abbauraten in den Tropen im untersuchten Boden selbst polare Pestizide ein Akkumulationspotenzial aufweisen. Da sich für die einzelnen Pestizide unterschiedliche Trends im zeitlichen Verlauf von $K_{OC(app)}$ und MAR darstellen schließen wir, dass die Alterung stoffspezifisch verläuft, möglicherweise über unterschiedliche Sorptionsdomänen. Zur weiteren Aufklärung dieser Prozesse sind jedoch genauere Laborexperimente notwendig.

Literatur

- (1) Alexander, M. Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 4259-4265.
- (2) Edwards, C. A.; Beck, S. D.; Lichtenstein, E. P. Bioassay of aldrin and lindane in soil. *J. Econ. Entomol.* 1957, 50, 622-626.
- (3) Weissenfels, W. D.; Klewer, H. J.; Langhoff, J. Adsorption of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by soil particles - influence on biodegradability and biotoxicity. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 1992, 36, 689-696.
- (4) Walker, A.; Rodriguez-Cruz, M. S.; Mitchell, M. J. Influence of ageing of residues on the availability of herbicides for leaching. *Environ. Pollut.* 2005, 133, 43-51.
- (5) Huang, L. Q.; Pignatello, J. J. Improved extraction of atrazine and metolachlor in field soil samples. *Journal of the Association of Official Analytical Chemists* 1990, 73, 443-446.
- (6) Laabs, V.; Amelung, W.; Zech, W. Multi-residue analysis of corn and soybean pesticides in Brazilian oxisols using gas chromatography and mass selective detection. *J. Environ. Qual.* 1999, 28, 1778-1786.
- (7) Laabs, V.; Amelung, W.; Pinto, A.; Zech, W. Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *J. Environ. Qual.* 2002, 31, 256-268.
- (8) Busche, J.; Ciglasch, H.; Amelung, W.; Tootrakool, S.; Kaupenjohann, M. Pesticide dissipation in a repeatedly treated Acrisol under field conditions in northern Thailand. in preparation.
- (9) Ciglasch, H.; Amelung, W.; Tootrakool, S.; Kaupenjohann, M. Water flow patterns and pesticide fluxes in a tropical upland soil, northern Thailand. *Eur. J. Soil Sci.* 2005, 53, doi: 10.1111/j.1365-2389.2005.00712.x.
- (10) Nikolakis, A.; Amelung, W.; Zech, W. Multirückstandsanalyse von Pflanzenschutzmitteln in Böden und Gewässern Thailands. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 1999, 91, 449-452.
- (11) Scribner, S. L.; Benzing, T. R.; Sun, S. B.; Boyd, S. A. Desorption and bioavailability of aged simazine residues in soil from a continuous corn field. *J. Environ. Qual.* 1992, 21, 115-120.
- (12) Altfelder, S.; Streck, T.; Richter, J. Effect of air-drying on sorption kinetics of the herbicide chlortoluron in soil. *J. Environ. Qual.* 1999, 28, 1154-1161.
- (13) Perscheid, M.; Schluter, H.; Ballschmiter, K. Aerobic degradation of endosulfan by microorganisms. *Zeitschrift für Naturforschung C - a Journal of Biosciences* 1973, C28, 761-763.

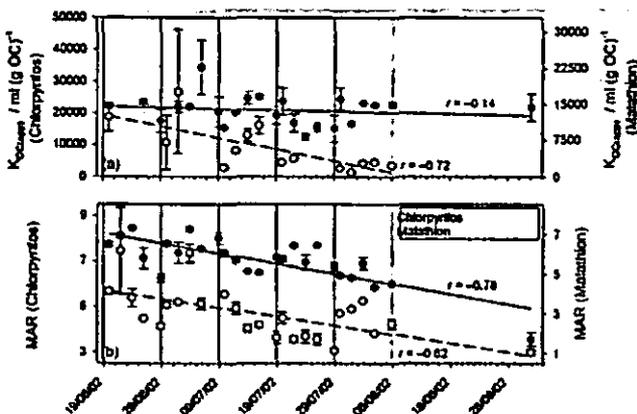


Abb. 4: Verlauf von $K_{OC(app)}$ (a) und MAR (b) von Chlorpyrifos und Malathion. Datenlücken im $K_{OC(app)}$ kommen dadurch zustande, dass die Konzentrationen im $CaCl_2$ -Extrakt unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

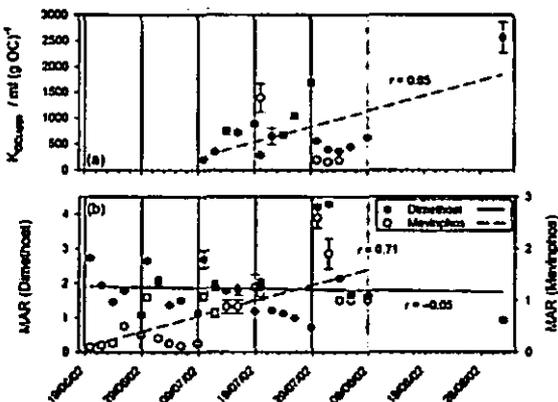


Abb. 5: Verlauf von $K_{OC(app)}$ (a) und MAR (b) von Dimethoat und Mevinphos. Im $CaCl_2$ -Extrakt aus Proben der ersten beiden Applikationszyklen ließen sich die Konzentrationen von Dimethoat aus technischen Gründen nicht bestimmen.

Zeitliche Änderung des Boden-Wasser-Kontaktwinkels im Verlaufe der Benetzung

Dörte Diehl, Gabriele E. Schaumann¹

Einleitung

Benetzungseigenschaften von Böden haben maßgeblichen Einfluss auf deren Wasserhaushalt und damit auf Prozesse wie Mobilisierung, Transport und Festlegung von Schad- und Nährstoffen oder die mikrobielle Aktivität.

Trotz zahlreicher Studien zur Benetzungshemmung in Böden sind deren Ursachen bislang noch nicht eindeutig geklärt. Insbesondere über die Prozesse, die während der Benetzung von Böden ablaufen und zur zeitlichen Veränderung der Benetzungseigenschaften führen, liegen erst wenige Untersuchungen (z.B. Todoruk et al. 2003; Schaumann et al. 2005) vor. Um den Ursachen der Benetzungshemmung näher zu kommen ist jedoch ein besseres Verständnis der Benetzungsprozesse nötig.

Kinetische Untersuchungen der Benetzung geben Informationen zu den Teilprozessen, die zu einer Verringerung der Benetzungshemmung führen und ermöglichen Rückschlüsse auf deren Entstehung und Beeinflussung.

Theorie

Unter Benetzung verstehen wir die Gesamtheit aller Prozesse, die beim Kontakt zwischen Wasser und Bodenoberfläche ablaufen.

Diese Prozesse verändern kontinuierlich die Oberflächeneigenschaften des Bodens, was eine Verringerung des Boden-Wasser-Kontaktwinkels zur Folge hat. Am liegenden Tropfen vergrößert sich zusätzlich die Boden-Wasser-Kontaktfläche. Dieser Prozess wird Spreitung genannt.

Zur Beschreibung der zeitlichen Änderung der Grenzflächeneigenschaft Boden-Wasser wurde die Adhäsionsarbeit nach Young-Dupré herangezogen, die aus der Oberflächenspannung γ_{lv} von Wasser und dem Kontaktwinkel θ berechnet wird (Israelachvili 1992):

$$W_{adh} = (1 + \cos \theta) \gamma_{lv} \quad (1)$$

Sie ist ein Maß für die Arbeit, die notwendig ist, die flüssige von der festen Phase zu trennen und nimmt mit abnehmendem Kontaktwinkel und zunehmender Affinität der festen Oberfläche zum Wasser zu.

Mithilfe der Arrheniusgleichung kann aus der Temperaturabhängigkeit der Geschwindigkeitskonstanten k eines Prozesses dessen Aktivierungsenergie E_A berechnet werden (Wedler 1987):

$$\ln k = \ln A - \frac{E_A}{RT} \quad (2)$$

Bei chemisch kontrollierten Prozessen sind Aktivierungsenergien von > 60 kJ/mol und bei physikalisch kontrollierten Prozessen von < 42 kJ/mol zu finden (Sparks 1988).

Material und Methoden

Im Rahmen der Forschergruppe Interurban werden ein ehemaliges Rieselfeld (Buch) und der innerstädtische Berliner Park (Tiergarten) untersucht. Auf beiden Standorten wurden jeweils 2 Proben aus unmittelbarer räumlicher Nähe

entnommen, die sich im feldfrischen Zustand extrem in ihrer Benetzbarkeit unterschieden.

Die Proben wurden bei Raumtemperatur über gesättigter CaCl_2 -Lösung (ca. 31% rLf) getrocknet und auf < 1 mm Korngröße abgeseibt. Mit Hilfe eines doppelseitigen Klebebandes wurde eine dünne Bodenschicht auf einem Objektträger fixiert (Bachmann et al. 2000). Auf den so präparierten Proben wurde die Spreitung von drei $100\mu\text{l}$ großen liegenden Tropfen isotherm (je bei 5, 20 und 30°C) in regelmäßigen Zeitabständen von einer Digitalkamera dokumentiert. Um die Verdunstung zu minimieren wurde eine relative Luftfeuchte von $> 99,9\%$ eingestellt. Die digitalen Aufnahmen lieferten die Vorlage für an die Tropfenform angepasste Ellipsen. Anhand der Ellipsenparameter und der Boden-Wasser-Grenzlinie wurde der Kontaktwinkel berechnet.

In Tabelle 1 sind die Eigenschaften der Probenpaare aufgelistet. Während die im feldfrischen Zustand benetzbare Probe aus Buch B2 durch die Trocknung hydrophobisiert wurde, blieben zwischen den Tiergarten-Probe T1 und T2 auch nach der Trocknung Unterschiede in der Benetzbarkeit erhalten.

Tabelle 1: Eigenschaften der feldfrischen und getrockneten hydrophoben (B1, T1) und benetzbaren Proben (B2, T2)

Name	B1	B2	T1	T2
pH	5,1	5,2	4,6	5,3
Glühverlust / %	11	18	6	7
WG / %	13	33	7	13
WDPT / h feldfrisch	3	0	5	0
$\Theta_{adv} / ^\circ$ feldfrisch	121	85	124	87
WDPT / h getrocknet	6	5	2,3	0,1
$\Theta_{sess} / ^\circ$ getrocknet	123	117	112	86

Ergebnisse und Diskussion

Abbildung 1 zeigt die zeitliche Änderung der Adhäsionsarbeit. Die Adhäsionsarbeit steigt anfangs schnell und nähert sich dann einem Zielwert. Bei beiden Standorten steigt die Adhäsionsarbeit der ursprünglich benetzbaren Proben schneller als die der hydrophoben. Deutlichere Unterschiede in der Kurvenform sind allerdings zwischen den beiden Standortvarianten zu verzeichnen.

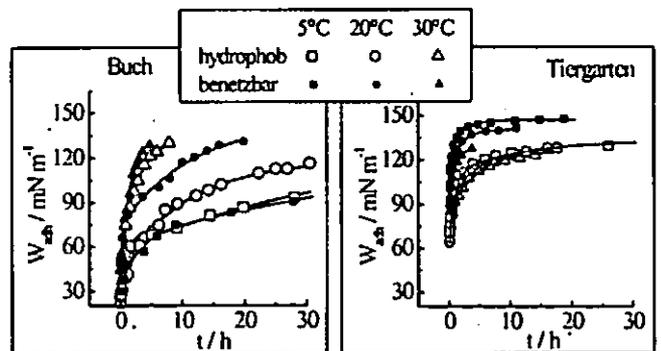


Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf der Adhäsionsarbeit während der Spreitung eines Wassertropfens hydrophober und benetzbarer Proben aus Buch und Tiergarten (ausgewählte Daten)

Die Adhäsionsarbeit-Zeit-Kurven der Proben aus Tiergarten sind stärker gekrümmt und nähern sich schneller ihrem Zielwert, als die der Proben aus Buch. Während die Benetzung der Proben aus Buch stark durch die Temperatur und wenig durch die ursprüngliche Benetzbarkeit beeinflusst wird, verhält es sich bei den Proben aus Tiergarten umgekehrt. Ihre Benetzung wird weniger durch

¹ Forschergruppe Interurban, Teilprojekt Humus, TU-Berlin, FG Umweltchemie, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin doerte.diehl@tu-berlin.de

die Temperatur und stärker durch die ursprüngliche Benetzbarkeit beeinflusst.

Die zeitliche Änderung der Adhäsionsarbeit konnte mathematisch am besten durch zwei Vorgänge erster Ordnung beschrieben werden:

$$W_{adh} = W_{adh,0} + A_1(1 - e^{-k_1 t}) + A_2(1 - e^{-k_2 t}) \quad (3)$$

Dabei sind $W_{adh,0}$ die Adhäsionsarbeit zum Zeitpunkt $t = 0$, A_1 und A_2 die Gewichtungsfaktoren eines langsamen und eines schnellen Teilprozesse und k_1 und k_2 die Geschwindigkeitskonstanten dieser Teilprozesse.

In Tabelle 2 sind die Parameter der mit Gleichung 3 gefitteten Messdaten der Standort-, Benetzbarkeits- und Temperaturvarianten aufgelistet.

Der schnelle Prozess läuft in einem Zeitfenster ($1/k$) in Minutenskala und der langsame in Stundenskala ab.

Tabelle 2: Parameter der mit Gleichung 3 gefitteten Messdaten (in Klammern der Standardfehler der Anpassung)

Buch	hydrophob		benetzbar			
	5°C	20°C	5°C	20°C	5°C	20°C
$W_{adh,0}$	43 (1)	28 (1)	29 (5)	31 (1)	41 (3)	36 (1)
A_1	27 (3)	23 (4)	34 (5)	37 (2)	31 (4)	19 (4)
k_1	0,5 (0,1)	1,0 (0,3)	4,7 (1,4)	0,4 (0,04)	2,1 (0,8)	13 (2,6)
A_2	63 (4)	83 (6)	74 (3)	67 (4)	69 (4)	82 (2)
k_2	0,02 (0,003)	0,07 (0,01)	0,5 (0,05)	0,02 (0,003)	0,1 (0,02)	0,5 (0,05)

Tiergarten	hydrophob		benetzbar			
	5°C	20°C	5°C	20°C	5°C	20°C
$W_{adh,0}$	56 (1)	50 (2)	58 (2)	81 (2)	83 (5)	73 (3)
A_1	44 (1)	27 (3)	36 (3)	49 (2)	38 (4)	29 (2)
k_1	1,2 (0,1)	2,7 (0,6)	2,4 (0,4)	3,3 (0,2)	4,8 (1)	6,5 (1)
A_2	26 (2)	38 (2)	33 (2)	16 (1)	21 (3)	30 (2)
k_2	0,07 (0,01)	0,25 (0,04)	0,22 (0,04)	0,31 (0,04)	0,6 (0,1)	0,9 (0,1)

Abbildung 3 zeigt die Anteile A_1 des schnellen und A_2 des langsamen Teilprozesses am Gesamtprozess ($A_1 + A_2$).

Bei den benetzbaren Proben beider Standorte nimmt der Anteil des langsamen Prozesses auf Kosten des schnellen mit zunehmender Temperatur zu. Bei den hydrophoben Proben ist kein Temperatureinfluss auf A_1 und A_2 zu beobachten

Während in den Proben aus Buch der langsame Prozess über den gesamten Temperaturbereich dominiert, ist in den benetzbaren Proben aus Tiergarten der schnelle dominanter, wobei sich die Anteile der Teilprozesse bei 30°C angeglichen haben.

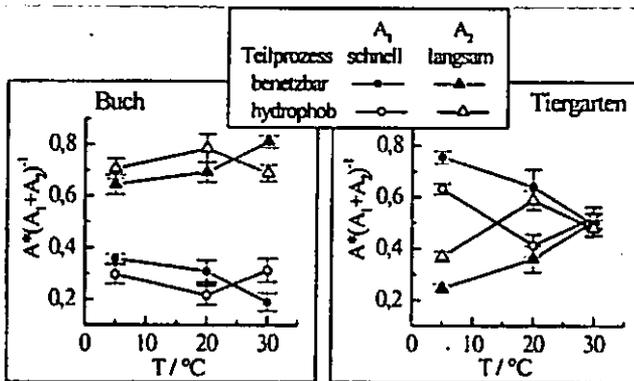


Abbildung 2: Anteil A_1 des schnellen und A_2 langsamen Teilprozesses am Gesamtprozess ($A_1 + A_2$) der Benetzung der hydrophoben und benetzbaren Proben aus Buch- und Tiergarten

In Tabelle 3 sind die Aktivierungsenergien der Teilprozesse aufgelistet. Die Benetzung sowohl der hydrophoben als auch der benetzbaren Proben aus Buch weisen Aktivierungsenergien von >70 kJ/mol auf, die für eine chemische Kontrolle der beiden Teilprozesse sprechen.

Die Aktivierungsenergien der Benetzungsprozesse der Proben aus Tiergarten liegen mit 19 - 35 kJ/mol im Bereich physiko-chemisch kontrollierter Prozesse.

Tabelle 3: Aktivierungsenergien des schnellen $E_{A,1}$ und langsamen Prozesses $E_{A,2}$ der Benetzung hydrophober B1/T1 und benetzbarer Proben B2/T2, (in Klammern der Standardfehler der Anpassung)

[kJ/mol]	B1	B2	T1	T2
$E_{A,1}$	70 (10)	84 (8)	20 (5)	19 (5)
$E_{A,2}$	93 (7)	92 (6)	35 (8)	29 (6)

Zusammenfassung und Ausblick

Der zeitliche Verlauf der Adhäsionsarbeit der Boden-Wasser-Grenzfläche eines Sessile Drops während seiner Spreitung kann mathematisch durch zwei unterschiedlich schnelle Vorgänge erster Ordnung beschrieben werden, deren Anteile am Gesamtprozess standort- und teilweise temperaturabhängig sind.

Die Benetzungsmechanismen der beiden Standorte unterscheiden sich so stark, dass von unterschiedlichen Arten der Hydrophobie ausgegangen werden muss:

- Buch:
 - Die Benetzbarkeit wird durch die Trocknung beeinflusst.
 - Die Aktivierungsenergien der Benetzung liegen im Bereich chemisch kontrollierter Prozesse (z.B. Hydrolyse).
- Tiergarten:
 - Die Benetzbarkeit der Tiergarten-Proben wird durch die Trocknung kaum beeinflusst.
 - Die Aktivierungsenergien liegen im Bereich physiko-chemischer Kontrolle (z.B. Diffusion, Wasserfilmbildung oder Konformationsänderungen org. Moleküle).

Für die Tiergarten-Proben liegen im Gegensatz zu den Buch-Proben Indizien für eine pH-Abhängigkeit der Benetzbarkeit vor (Bayer et al. 2005; Hurraß and Schaumann 2005), die eine Erklärung für die Unterschiede zu den Buch-Proben liefern könnte. In weiteren Untersuchungen soll geklärt werden, ob und wie der pH-Wert den Benetzungsprozess beeinflusst. Weiterhin sollen die hier vorgestellten Ergebnisse durch Messungen mit $^1\text{H-NMR}$ - Relaxometrie überprüft werden.

Literatur:

Bachmann, J., A. Ellies, et al. (2000). Development and application of a new sessile drop contact angle method to assess soil water repellency. *Journal of Hydrology*. 231-232: 66-75.

Bayer, J., J. Hurraß, et al. (2005). Influence of pH and drying conditions on the wettability of soil samples. *Geophysical Research Abstracts*. 7(SSS8 Soil water repellency: origin, environmental controls and hydrological impacts): EGU05-A-00416; SSS8-1FR5P-0147.

Hurraß, J. and G. E. Schaumann (2005). Properties of soil organic matter and aqueous extracts of actually water repellent and wettable soil samples. *Geoderma*. DOI: 10.1016/j.geoderma.2005.05.012.

Israelachvili, J. N. (1992). *Intermolecular and Surface Forces*. London, Academic Press.

Schaumann, G. E., E. Hobley, et al. (2005). *H-NMR Relaxometry to monitor wetting and swelling kinetics in high organic matter soils*. *Plant and Soil*. 275: in press.

Sparks, D. L. (1988). *Kinetics of Soil Chemical Processes*. London, Academic Press, Inc.

Todoruk, T. R., C. H. Langford, et al. (2003). Pore-Scale Redistribution of Water during Wetting of Air-Dried Soils As Studied by Low-Field NMR Relaxometry. *Environmental Science and Technology*. 37(12): 2707-2713.

Wedler, G. (1987). *Lehrbuch der physikalischen Chemie*. Weinheim, VCH Verlagsgesellschaft mbH.

Stoffhaushaltliche Untersuchungen in urbanen Waldökosystemen im Ruhrgebiet

Michael Dohlen* und Stefan Wessel-Bothe†

Untersuchungsstandorte

Die ausgewählten Standorte in Werne und Langendreer repräsentieren die große Bandbreite Bochumer Waldökosysteme.

Der etwa 95- bis 125-jährige Bestand in BO-Langendreer auf einer podsolierten Braunerde aus Lößlehm ist typisch für die artenarmen und bodensauren Buchenwälder in Bochum.

Der ca. 25-jährige Laubmischbestand in BO-Werne stockt auf einer ruhrgebietstypischen rekultivierten Bauschutt-Bergehalde mit einer Überdeckung aus allochthonem Lößlehm, auf der sich ein Regosol entwickelt hat. Die geochemischen Eigenschaften des berge- und bauschutthaligen Substrates in Werne stellen eine besondere Standortqualität dar, die aber im Ruhrgebiet weit verbreitet ist.

Einleitung und Methodik

In Bochum fanden in der Zeit von 2001 bis 2003 stoffhaushaltliche Untersuchungen in verschiedenen Waldökosystemen statt. Ziel des Projektes war die Ermittlung von Stoffflüssen und -bilanzen für urbane, ruhrgebietstypische Bestände (DOHLEN 2005). Im Gegensatz zu Forstmonitoring-Programmen (z. B. EU-Level II), die sich intensiv mit außerstädtischen Wäldern beschäftigen, wurden die komplexen Auswirkungen des urban-industriellen Raumes auf den Stoffhaushalt in den hier vorkommenden Waldbeständen bisher nur selten betrachtet (DOHLEN u. SCHMITT 2003). Als Ausschnitt aus den umfangreichen Untersuchungen (vgl. Dohlen 2005) werden im Folgenden die Bilanzen von vier Elementen auf zwei Standorten vorgestellt.

Die Bestimmung der Einträge von Nickel, Blei, Sulfat-Schwefel und Calcium erfolgte mit Hilfe von bulk-Sammlern aus Kunststoff. Der anschließender Transport dieser Stoffe im Boden wurde einerseits mittels Kunststoff-Saugplatten direkt unterhalb der Humusaufgabe und andererseits mit Hilfe von Kunststoff-Saugkerzen in 30, 60, 90 und 150 cm Tiefe ermittelt (vgl. DOHLEN u. WESSEL-BOTHE 2005). Für die Berechnung der Tiefenversickerung im Boden wurde das Speichermodell SIMPEL verwendet (HORMANN 2005). Durch Multiplikation mit den gemessenen Elementkonzentrationen im Sickerwasser wurden damit auch die Stoffausträge aus dem System in 150 cm Tiefe berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

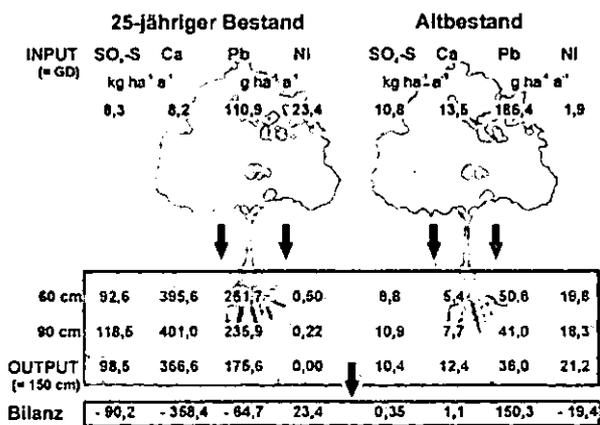


Abb. 1 Jährliche Stoffflüsse und -bilanzen (kg bzw. g ha⁻¹ a⁻¹) für Werne und Langendreer

* Geographisches Institut
Ruhr-Universität Bochum – D-44780 Bochum
E-Mail: Michael.Dohlen@rub.de

† ecoTech Umwelt-Meßsysteme GmbH
D-53129 Bonn

Stoffbilanzierung

Der Ni-Eintrag in Werne ist aufgrund der kürzeren Entfernung zu einer Autobahn rund zwölfmal größer als in Langendreer und zeigt damit die hohe räumliche Variabilität von Immissionen im industriellen Raum an. Auch bei Pb, Sulfat-S und Ca wurden signifikante Unterschiede zwischen den Einträgen auf beiden Standorten gemessen (Abb. 1).

Durch die stark divergierenden Eigenschaften der Ausgangssubstrate sind die Unterschiede bei den Austrägen teilweise noch deutlich größer als ihre standortspezifischen Einträge. So wird auf dem Standort Werne - vermutlich wegen des hohen pH-Wertes von über 7 (vgl. MCGRATH 1999) - kein Nickel ausgewaschen, während in Langendreer mit sehr geringem Ni-Eintrag ($1,9 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) eine Ni-Menge ausgetragen wird, die in etwa dem Eintrag in Werne entspricht ($21,2 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

Auf dem Standort Werne wird deutlich mehr Blei ausgewaschen als über die Deposition zugeführt wird. Das in Werne in höheren Gesamtgehalten vorhandene Blei - $1.474 \text{ kg ha}^{-1} 150 \text{ cm}^{-1}$ (Werne) gegenüber $185 \text{ kg ha}^{-1} 150 \text{ cm}^{-1}$ (Langendreer) - wird anscheinend trotz des hohen pH-Wertes (> 7) mobilisiert. Dieser Effekt ist vermutlich auf die Mobilisierung durch reduzierende Prozesse im zeitweise vernässten Boden zurückzuführen. Ein Co-Transport von Blei mit gelöstem organischen Kohlenstoff ist anhand der berechneten Korrelationen statistisch nicht nachzuweisen (DOHLEN 2005).

In Werne wurde ein hoher Austrag an $\text{SO}_4\text{-S}$ und vor allem an Ca gemessen (Abb. 1). Während das $\text{SO}_4\text{-S}$ vor allem aus dem Bergematerial stammt, erklären sich die sehr hohen Ca-Austräge aus den Bauschuttbeimengungen des technogenen Substrats. Positiver Aspekt der Bauschuttbeimengung im Bergematerial ist, daß eine pH-Absenkung durch die stattfindende Pyritverwitterung kompensiert wird.

Im Gegensatz zu den schwach alkalischen pH-Bedingungen in Werne ist der Boden des Altbestandes in Langendreer infolge der fortgeschrittenen Entkalkung sehr stark versauert ($\text{pH} < 3,8$).

Hier sind die Austräge für Sulfat und Calcium daher um fast das 10- bzw. 30-fache geringer als in Werne (Abb. 1). Auch die Pb-Austräge sind erheblich gerin-

ger, so daß davon auszugehen ist, daß ein Austrag von mobilem Blei bereits stattgefunden hat.

Schlußfolgerungen und Ausblick

Vor allem die erhöhten Blei-Austräge am Standort Werne ($175 \text{ g Pb ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) könnten eine potentielle Gefahr für einen nahe gelegenen Vorfluter darstellen. Hydrogeologische Untersuchungen auf diesem Standort fehlen bislang jedoch, so daß der Transportpfad auf lateralem Weg nicht einzuschätzen ist. Für die Zukunft sind daher Untersuchungen des ungesättigten Interflows vorgesehen.

Literatur

- DOHLEN, M. U. T. SCHMITT (2003): Konzept stoffhaushaltlicher Bilanzen in urbanen Ökosystemen; dargestellt am Beispiel von Wäldern in Bochum. In: SCHMITT, T. (Hrsg.): Themen, Trends und Thesen der Stadt- und Landschaftsökologie. Festschrift für Hans-Jürgen Klink. Sonderreihe Bochumer Geogr. Arbeiten 14. S. 21 - 27.
- DOHLEN, M. (2005): Stoffbilanzierung in urbanen Waldökosystemen der Stadt Bochum. Dissertation. Fakultät f. Geowissenschaften der Ruhr-Universität Bochum.
- DOHLEN, M. U. S. WESSEL-BOTHE (2005): Quantifizierung der Auswaschung von Blei aus der organischen Auflage unter Wald im Ruhrgebiet. Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft 72. S. 117 - 123.
- HÖRMANN, G. (2005): Simpel. Speichermodelle zum Bodenwasserhaushalt. Univ. Kiel.
- MCGRATH, S. P. (1999): Chrom und Nickel. In: ALLOWAY, B. J. (Hrsg.): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentration, Wechselwirkungen. Berlin. S. 183 - 210.

Historische und aktuelle Schwermetallbelastung auf den Inseln der Lagune von Venedig

Nicole Feind, Sabrina Kissner, Fritzi Lang, Andrea Herre und Martin Kaupenjohann

Einleitung

Aktuellen Untersuchungen zufolge gehört die Lagune von Venedig zu den weltweit am stärksten belasteten Gewässern. Schadstoffe aus dem Wasser können durch kapillaren Grundwasseraufstieg und regelmäßige Überflutungen in die Böden der Laguneninseln gelangen. In den Böden, die sich teilweise aus mittelalterlichem Bauschutt entwickelt haben, ist zusätzlich mit historischer Schwermetallbelastung zu rechnen, da auf den Inseln im Mittelalter Glas hergestellt wurde und die Glasherstellung mit Schwermetallemission verbunden war. Untersuchungen der Schwermetallgehalte auf den Inseln liegen bisher jedoch nicht vor. Ziel unserer Arbeit ist es, das Ausmaß und die Quelle der Schwermetallbelastung der Inselböden zu untersuchen.

Methoden

Methoden

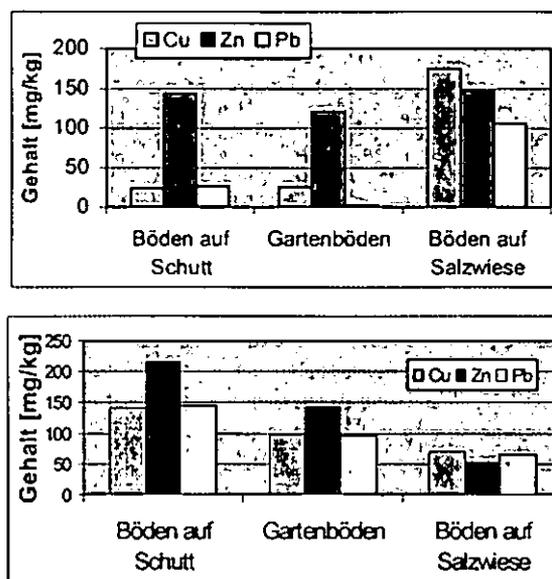
Wir haben zwei Inseln der Lagune in unsere Untersuchung eingeschlossen: Torcello, die im frühen Mittelalter kulturelles Zentrum der Lagune mit Glasmanufakturen war und Pellestrina, Teil der Nehrung, die die Lagune von der Adria trennt, in der von industriellen Abwässer stärker betroffenen Südlagune gelegen. Auf den Inseln wurden Böden aus mittelalterlichem (Torcello) und neuzeitlichem (Pellestrina) Bauschutt, Gartenböden und Böden auf Salzwiesen horizontweise beprobt. In den Bodenproben wurden die Gesamtgehalte von Cu, Pb und Zn bestimmt und die Pb und Cu Isotopenverhältnisse ($Pb^{206/207}$ und $Cu^{63/65}$) ermittelt (ICP-MS, Varian). Dazu wurden 0,5 g gemahlener Feinboden mit 10 ml Salpetersäure (65 %ige Suprapur) und 3 ml Flußsäure versetzt und in der Mikrowelle aufgeschlossen. In den Aufschlüssen enthaltenes Fluorid wurde mittels Anionenaustauscherharz entfernt.

Schwermetallgehalte

Die Böden beider Inseln weisen erstaunlich hohe Gehalte an Cu, Pb und Zn auf, in der Regel sind die Konzentrationen auf Torcello

höher als auf Pellestrina. Schwermetallquelle könnte hier die oben erwähnte mittelalterliche Glasmanufaktur sein.

Abbildung 1: Schwermetallgesamtgehalte der Oberböden



auf Pellestrina (oben) und Torcello (unten).

Auf Pellestrina sind die Böden auf Salzwiesen stärker mit Schwermetallen belastet als die anderen Böden (Abb. 1). Diese Ergebnisse deuten auf das Lagunenwasser als Quelle für die Schwermetalle hin. Diese Annahme wird unterstützt durch die Übereinstimmung zwischen den Tiefenprofilen von Cu und Pb mit dem der Na-Sättigung (Abb. 2).

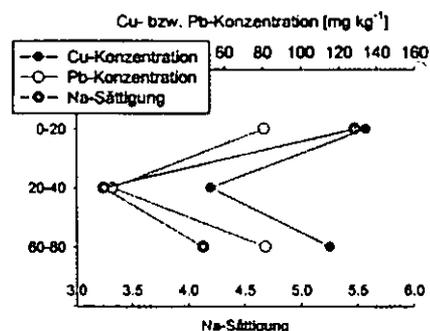


Abbildung 2: Tiefenprofil der Cu- und Pb-Konzentrationen sowie der Na-Sättigung einer Salzwiese auf Pellestrina.

Isotopenverhältnisse

Blei liegt je nach Herkunft in unterschiedlichen Isotopenzusammensetzungen vor. Zum Beispiel weist Pb im Benzin ein $Pb^{206/207}$ Verhältnis von 1,04 – 1,14 auf (Bindler et al. 1999). In der gleichen Arbeit ermittelten die Autoren für Pb aus mittelalterlichen Metallproduktionen ein Verhältnis von 1,170

($\pm 0,023$), , während $Pb^{206/207}$ Verhältnisse geogenen Bleis mit 1.581 wesentlich höher liegen.

Die Ergebnisse unserer Untersuchung zeigen, dass mit abnehmender Pb-Konzentration, bzw. abnehmendem Beitrag anthropogenem Bleis an der Pb-Gesamtkonzentration die $Pb^{206/207}$ Verhältnisse zunehmen. Für die Bodenproben von Pellestrina ergab sich eine enge Korrelation zwischen dem Isotopenverhältnis und dem Kehrwert der Pb-Konzentration (Abb.3), wie dies zu erwarten ist, wenn sich das gemessene Isotopenverhältnis aus der Mischung von Pb zweier Quellen (anthropogen, geogen) unterschiedlicher Isotopenverhältnisses ergibt. Die in den Bodenproben von Torcello gemessenen Isotopenverhältnisse streuen nur sehr gering um den Mittelwert von 1.150 ± 0.005 , was ebenso wie die in allen Proben sehr hohen Gehalte auf eine Kontrolle des gemessenen Isotopenverhältnisses durch anthropogene Einträge hinweist.

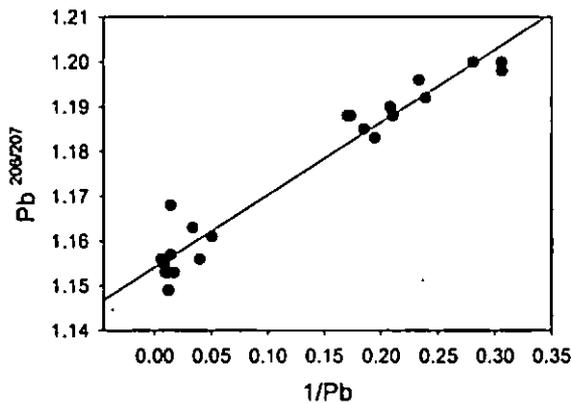


Abbildung 3: $Pb^{206/207}$ Verhältnis vs. Pb-Gesamtkonzentration, Bodenproben von Pellestrina.

Das in Abbildung 4 dargestellte Tiefenprofil der Cu und Pb Isotopenverhältnisse zeigt Übereinstimmungen zwischen Pb und Cu. Auch findet sich auf beiden Inseln eine Korrelation zwischen Cu-Gehalten und den Isotopenverhältnissen (Abb. 5). Anders als Pb ist Cu als Indikator für Cu-Quellen in Böden bisher nicht untersucht. Die Ursache dafür sind analytische Probleme, die für Cu aufgrund der geringeren Masse wesentlich höher sind als für Pb. Nolan et al. (2004) fanden, dass Cu-Isotope in Bodenaufschlüssen mit ICP-MS gemessen werden können. Die Parallelen zu Pb lassen unsere Cu-Ergebnisse plausibel erscheinen. Es deutet sich an, dass auch Cu in Böden mithilfe

der isotopischer Signatur unterschiedlichen Quellen zugeordnet werden kann. Dies muss jedoch noch in weiteren Untersuchungen überprüft werden.

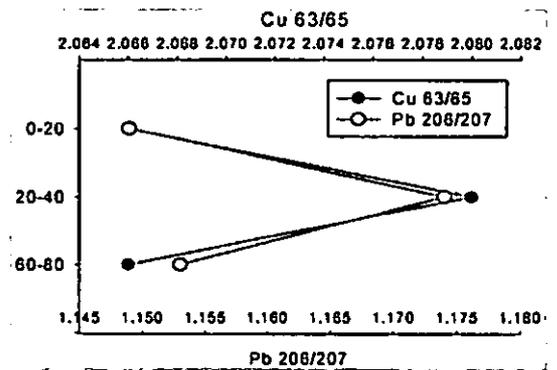


Abbildung 4: Isotopenverhältnisse für Cu und Pb einer Salzwiese auf Pellestrina

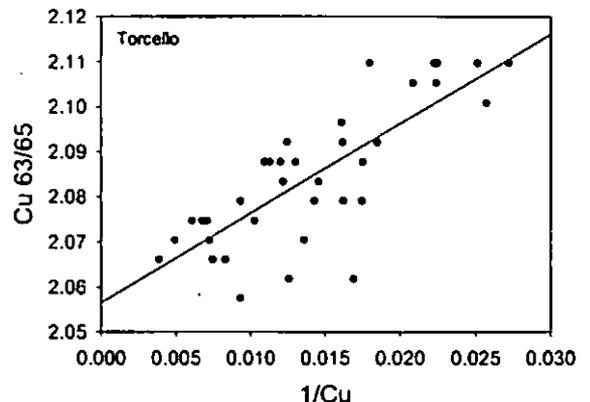


Abbildung 5: Kupfer- Isotopenverhältnisse vs. Cu-Konzentration auf Torcello

Literaturverzeichnis

- BINDLER, R.; BRÄNNVALL, M.-L.; RENBERG, I., 1999: Natural Lead Concentrations in Pristine Boreal Forest Soils and Past Pollution Trends: A Reference for Critical Load Models. In: Environmental Science & Technology. VOL. 33, NO. 19, S. 3362-3367.
- Nolan, Al, Ma, YB, Lomb, E. und McLaughlin, M.J. (2004): Measurement of labile Cu in soil using stable isotope dilution and isotope ratio analysis by ICP-MS. Anal. Bioanal.Chemistry, 380, 789-797.

¹Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11, 10587 Berlin; fritzi.lang@tu-berlin.de

Konzept zur Untersuchung der dermalen Resorptionsverfügbarkeit bodenassoziierter Schadstoffe

Daniela Gildemeister¹, Gabriele E. Schaumann und Wolfgang Rotard

Einleitung

In der BBodenSchV werden im Wirkungspfad Boden - Mensch bei der Prüfverbleitung alle Aufnahmepfade, ingestiv, inhalativ und perkutan (durch die Haut), berücksichtigt. Die perkutane Aufnahme betrifft insbesondere Personengruppen, die beim Spielen (Kinder, Sportler) oder Arbeiten direkten Kontakt mit dem Boden bzw. dem Bodestaub haben. Während für den ingestiven und inhalativen Aufnahmepfad für eine Reihe von Stoffen eine Datenbasis zur Prüfverbleitung zur Verfügung steht, sind die Daten für den perkutanen Aufnahmepfad absolut unzureichend [1]:

a) In experimentellen Untersuchungen

- wurden nur wenige Schadstoffe erfasst
- wurden frisch kontaminierte Proben (wenige Stunden alt) für die Untersuchungen eingesetzt, d. h. die Sorption an den Boden ist nur unzureichend erfolgt, die Alterung wird nicht betrachtet

b) Bei einem mathematischen Modell

- führen stark vereinfachende Annahmen zu einer Überbewertung der Henry-Konstanten
- werden die theoretischen Ergebnisse durch die experimentellen Daten widerlegt

Trotz dieser Mängel werden sowohl die experimentell gewonnenen Ergebnisse als auch das theoretische Stofftransportmodell für die Prüfverbleitung herangezogen.

Modellvorstellung zum Stoffübergang Bodenpartikel - Haut

Der Stoffdurchgang verschiedener Chemikalien durch die menschliche Haut ist im Rahmen pharmakologischer und toxikologischer Studien gut untersucht. Die Stoffaufnahme durch die Haut ist insbesondere von den chemisch-physikalischen Eigenschaften des (Wirk-)Stoffes, vom Zustand der Haut und vom Trägermedium des Stoffes abhängig [2]. Maßgebend ist die Affinität einer Substanz zum Trägermedium im Vergleich zur Haut (Verteilungsprozess) [3]. Speziell aus pharmazeutischen Produkten aber auch bei Schadstoffen aus Lösungen (z. B. Herbiziden) erfolgt die Freisetzung der Stoffe sehr schnell, so dass die Diffusion durch die Haut der geschwindigkeitsbestimmende Schritt des Aufnahmeprozesses ist [4]. Für Pentachlorphenol konnte beispielsweise ein Fluss von 1,19 µg/cm²/h aus einer Alkohol-Wasser-Lösung in Schweinehaut gefunden werden [5].

Bei Betrachtung kontaminierter Bodenpartikel als Trägermedium ist zu klären, welche Stoffmenge der Haut überhaupt in einem bestimmten Zeitraum vom Trägermedium zur Verfügung gestellt wird. Damit definieren wir den prozentualen Massenübergang eines Stoffes von den Bodenpartikeln auf bzw. durch die Membran als **dermale Resorptionsverfügbarkeit**.

Für die Entwicklung eines Verfahrens zur Bestimmung der dermalen Resorptionsverfügbarkeit werden die Transportwege eines Schadstoffes beim Stoffübergang vom Boden in die Haut betrachtet:

- 1) Intrapartikuläre Diffusion (Porendiffusion) in der Wasser- oder Gasphase an die Partikeloberfläche

- II) Diffusion in der Wasser- oder Gasphase von der Partikeloberfläche an die Hautoberfläche oder
- III) Verflüchtigung in die Atmosphäre
- IV) Transport in die oberste Hornzellschicht der Haut dem Stratum Corneum (SC) und von dort aus in tiefere Hautschichten

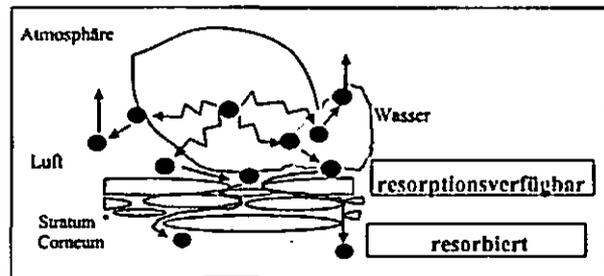


Bild 1: Transportvorgänge beim Stoffübergang Bodenpartikel-Haut

Bei der Betrachtung der einzelnen Transportschritte wird deutlich, dass diese mit unterschiedlichen Geschwindigkeiten erfolgen. So ist davon auszugehen, dass die intrapartikuläre Diffusion ein langsamer Schritt ist, abhängig auch davon, wie tief die Stoffe bereits in das Porensystem eines Bodenpartikels eingedrungen sind (Einfluss des Kontaminationsalters). Der Transport durch die Haut dürfte demgegenüber ein schnellerer Prozess sein, wie es Untersuchungen mit Reinstoffen zeigen [6]. Es sollte sich demnach kein Gleichgewicht zwischen der Bodenpartikelschicht und der Hautoberfläche einstellen, da die freigesetzten Stoffe einem ständigen Abtransport unterliegen. Der Freisetzungprozess wird demnach von kinetischen Faktoren bestimmt. Dem muss bei der Entwicklung eines Verfahrens zur experimentellen Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit Rechnung getragen werden.

Zielsetzung

In diesem Beitrag wird ein Konzept zur Bestimmung der Resorptionsverfügbarkeit vorgestellt. Ziel des Projektes ist es den Anteil am Gesamtschadstoffgehalt zu ermitteln, der in einem bestimmten Zeitraum von einer Bodenpartikelschicht auf einer Oberfläche freigegeben wird. Die Schadstofffreisetzung soll in Abhängigkeit von der Zeit beobachtet werden. Im Rahmen der Untersuchungen werden verschiedene Einflussfaktoren (Feuchtegehalt, Kontaminationsalter etc.) auf die Schadstoffmenge und Diffusionsgeschwindigkeit überprüft. Mit den gewonnenen Daten soll die dermale Stoffaufnahme abgeschätzt werden, so dass eine Risikobewertung möglich wird.

Ableitung des Versuchsdesigns

An das Versuchsdesign werden die folgenden Anforderungen gestellt:

- Eignung für extrem kleine Konzentrationsflüsse (geringe Freisetzungsraten)
- Einsatz einer Membran, die den in der Literatur gezeigten schnellen Abtransport der aus den Bodenpartikeln diffundierenden organischen Substanzen gewährleistet (hohe Permeabilität)
- Akzeptormedium, das einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Stofffreisetzung aus den Bodenpartikeln hat
- Möglichkeit einer Stoffbilanzierung durch Messungen im oberen Gasraum
- Einsatz einer empfindlichen Analytik zur Messung sehr geringer Stoffströme

Bild 2 zeigt eine Versuchskammer, mit der die genannten Anforderungen erfüllt werden sollten.

Zwei Gasräume werden durch eine Membran getrennt. Für den oberen und unteren Gasraum ist jeweils ein Gasein- und Gasauslass vorhanden. Eine große Donatoroberfläche (Membranfläche auf der die Bodenpartikelschicht aufgetragen wird) steht einem kleinen Akzeptorvolumen gegenüber.

¹ Technische Universität Berlin, FG Umweltchemie, Straße des 17. Juni 135, D-10623 Berlin; e-mail:daniela.gildemeister@tu-berlin.de

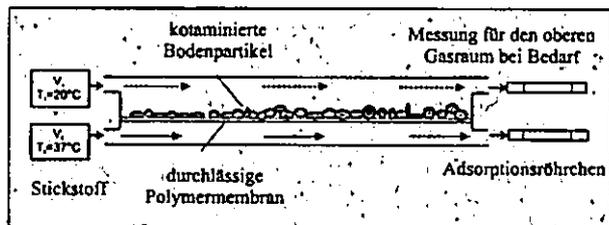


Bild 2: Diffusionszelle zur Messung der Resorptionsverfügbarkeit

Membran: Es wird eine Polypropylen-Membran eingesetzt. Die Diffusionseigenschaften der Membran werden vor den Versuchen mit Reinstoffen überprüft, so dass für jeden Stoff Referenzwerte vorhanden sind. Da der Diffusionsvorgang durch die Haut schnell und recht gut untersucht ist und nur die Diffusion aus den Bodenpartikeln beobachtet werden soll, wird hier keine Modellhaut oder ähnliches eingesetzt.

Inertgasstrom: Durch die beiden Gasräume fließt Stickstoff. Der Volumenstrom oberhalb der Membran entspricht ungefähr dem, was bei Bewegung im Freien an der menschlichen Hautoberfläche entlang strömt (siehe Daten aus [7]); der Volumenstrom unterhalb der Membran ist so gewählt, dass weder große Widerstände innerhalb sowie an den Ein- und Ausgängen der Versuchszelle entstehen, aber ausreichende Sink-Bedingungen für die diffundierenden Stoffe vorhanden sind. Der untere Gasstrom wird so temperiert, dass an der Membranoberfläche ca. 32°C messbar sind, dies entspricht der Temperatur auf der Hautoberfläche.

Bodenschicht: Die aufgetragene Bodenschichtdicke orientiert sich ebenfalls an dem, was sich bei Aktivitäten im Freien an der Haut abscheidet [8]. Ferner bestätigen andere Untersuchungen, dass die Bodenschichtdicke bei Einhaltung einer bestimmten „Mindestschichtdicke“ (vollständige Bedeckung, Ein-Schicht-Modell) einen vernachlässigbaren Einfluss auf die Resorbierbarkeit der Substanzen hat [9].

Analytik: Die Gasströme werden nach Passieren der Diffusionszelle durch ein Adsorptionsröhrchen geleitet. Für die Probenaufgabe werden die sorbierten Stoffe entweder thermo- oder lösemitteldesorbiert und mittels Gaschromatographie und Massenspektrometrie quantifiziert. Die Röhrchen werden in festen Zeitabständen gewechselt, so dass eine quasikontinuierliche Messung möglich ist.

Arbeitsprogramm

Böden und Kontamination

Zur Untersuchung werden die Feinfraktionen zwei verschiedener Oberböden herangezogen, die sich insbesondere in ihrem Gehalt an organischem Kohlenstoff unterscheiden. Die Bodenpartikel werden mit verschiedenen Schadstoffen kontaminiert, die sich in ihren physikalisch-chemischen Eigenschaften unterscheiden (Dampfdruck, Wasserlöslichkeit, Molgewicht, Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient etc.). Ziel ist es eine möglichst große Bandbreite von Stoffparametern abzudecken. Die Kontamination der Bodenpartikel erfolgt zwei Wochen vor den Messungen.

Überprüfung äußerer Einflussfaktoren

Die Diffusionsmessungen werden mit Bodenpartikeln aus Bodenproben mit verschiedenen Feuchtegehalten durchgeführt. Zusätzlich soll eine künstliche Schweißlösung zugegeben werden, um die Bedingungen auf der Haut möglichst real nachzubilden.

Alterung der kontaminierten Bodenproben

Der Einfluss des Kontaminationsalters wird mit den Kontaminanten untersucht, die bei der ersten Versuchsreihe sich durch eine gute Penetration ausgezeichnet haben. Nach dem Stand der Forschung ist davon auszugehen, dass die Stoffe, die bereits nach zwei Wochen fest an der Bodenmatrix adsorbiert sind, nach längerer Zeit kein gesteigertes Freisetzungverhalten zeigen werden [10, 11], daher werden

diese keiner weiteren Überprüfung unterzogen. Die Proben werden unter konstanten Temperatur- und Feuchtebedingungen gealtert. Die Messungen erfolgen anfangs in wöchentlichen, später in monatlichen Abständen über einen Zeitraum von zwei Jahren. Auch hier wird der Einfluss äußerer Faktoren bestimmt.

Wissenschaftliche Bedeutung und Ausblick

Mit dem vorgestellten Modell wird es möglich sein eine reproduzierbare Datenbasis für die Resorptionsverfügbarkeit von Stoffen aus Bodenpartikeln für den perkutanen Aufnahmepfad zu schaffen. Das Konzept der dermalen Resorptionsverfügbarkeit wird analog zum bereits validierten Konzept der ingestiven Resorptionsverfügbarkeit eingeführt.

Die Untersuchung der Abhängigkeit der dermalen Resorptionsverfügbarkeit von verschiedenen Stoff- und Bodenparametern sollte eine Gefahrenabschätzung für Stoffe und Böden mit ähnlichen Eigenschaften ermöglichen. Zur Erweiterung und Absicherung der Gefahrenabschätzung soll in weiteren Untersuchungen das Spektrum der Bodenproben ausgedehnt werden. Die Überprüfung des Einflusses äußerer Parameter bestimmt die Bedingungen für ein „worst-case“ Szenario.

Da die Annahme zugrunde liegt, dass der geschwindigkeitsbestimmende Schritt die Diffusion aus den Bodenpartikeln ist und nicht der Transport durch die Haut, ist die Resorptionsverfügbarkeit unabhängig vom Individuum. Auf Tierversuche kann daher vollständig verzichtet werden.

Danksagung

Ein herzlicher Dank geht an die Mitstreiter der Arbeitsgruppe „Humus“ am Fachgebiet Umweltchemie der TU-Berlin für ihre Anregungen und Unterstützung.

Literatur

- Bachmann, G., et al., *Berechnung von Prüfwerten zur Bewertung von Altlasten*. 1999: Umweltbundesamt.
- Wester, R.C. and H.J. Maibach, *Cutaneous Pharmacokinetics: 10 Steps to Percutaneous Absorption*. Drug Metab. Rev., 1983. 14: p. 169-205.
- Ziegenmeyer, J., *Haut-Vehikel-Pharmakon, die entscheidenden Kriterien für die perkutane Absorption*. Pharm. unserer Zeit, 1986. 15: p. 129-143.
- Drexler, H., *Skin protection and percutaneous absorption of chemical hazards*. Int Arch Occup Environ Health, 2003. 76: p. 359-361.
- Baynes, R.E., et al., *Effect of chemical interactions in pentachlorophenol mixtures on skin and membrane transport*. Toxicological sciences: an official journal of the Society of Toxicology, 2002. 69(2): p. 295-305.
- Chang, S.K.W., P. L.; Dauterman, W. C.; Riviere, J. E., *Percutaneous absorption, dermatopharmacokinetics and related bio-transformation studies of carbaryl, lindane, malathion, and parathion in isolated porcine skin*. Toxicology, 1994. 91(3): p. 269-80.
- Reifenrath, W., G., et al., *Percutaneous absorption of explosives and related compounds: an empirical model of bioavailability of organic nitro compounds from soil*. Toxicology and applied Pharmacology, 2002. 182(2): p. 160-8.
- Kissel, J.C., K.Y. Richter, and R.A. Fenske, *Field Measurement of Dermal Soil Loading Attributable to various Activities: Implications for Exposure Assessment*. Risk Analysis, 1996. 16(115-125).
- Duff, R.M. and J.C. Kissel, *Effect of soil loading on dermal absorption efficiency from contaminated soils*. J OF Toxicology and environmental health, 1996. 48(1): p. 93-106.
- Alexander, M., *Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants*. Environmental Science and Technology, 2000. 34(20): p. 4259-4265.
- Pignatello, J.J. and B. Xing, *Mechanisms of Slow Sorption of Organic Chemicals to Natural Particles*. Environmental Science and Technology, 1996. 30(1): p. 1-11.

Anionische Tone (layered double hydroxides) in alkalischen Rückstandshalden der Sodaindustrie bewirken rasche Akkumulation organischer Substanz

G. Grünewald¹, K. Kaiser, R. Jahn

Einleitung

Während der initialen Bodenbildung auf den alkalischen Rückstandshalden der Sodaindustrie (pH CaCl₂ >8) kommt es schon kurz nach Ausbringung des Spülgutes (hauptsächlich Kalkmilch (CaO · H₂O) sowie CaCO₃ und NaCl₂, keine Aschebeimengungen) unter einer natürlichen Sukzession der Pflanzendecke zu einer raschen Akkumulation organischer Substanz. Mögliche Ursache dafür ist eine Stabilisierung durch Okkludierung in Bodenaggregaten sowie durch Adsorption an Minerale. Als Indikator für die stabilisierende Wirkung untersuchten wir ligninbürtige Phenole.

Material und Methoden

Wir untersuchten eine viergliedrige, ursprünglich C_{org} freie Chronosequenz auf Rückstandshalden der Sodaindustrie. Der Zeitraum nach dem Abschluss der Deponierung bis zur Probenahme betrug 15, 19, 57 und 70 Jahre. Vorarbeiten zeigen, dass die Böden Reaktionen im schwach bis stark alkalischen pH-Bereich von pH_{H2O} 7,9 bis 9,7 aufweisen. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Oberboden (0–20 cm) variieren von 0,4 bis 1,0 kg C_{org} m⁻² auf der 19 Jahre alten Fläche und von 1,8 bis 3,1 kg C_{org} m⁻² Boden auf der 70 Jahre alten Fläche. Die im Vorfeld durchgeführte Untersuchung des Mineralbestandes mittels Röntgenbeugung (XRD) zeigt, dass Kalzit in allen untersuchten Böden das dominierende Mineral ist, wobei mit zunehmendem Alter der Böden der Kalzitgehalt ansteigt. Daneben wurden mit geringeren Intensitäten Ettringit, Thaumazit sowie die anionischen Tone Hydrotalkit und Hydrocalumit in unterschiedlicher Tiefenverteilung im Profil gefunden. Diese Minerale weisen eine deutlich geringere Dichte (1,8–2,15 g cm⁻³) als Kalzit (2,9 g cm⁻³) auf.

Um mögliche Ursachen für die rasche Akkumulation der organischen Substanz zu ermitteln, untersuchten wir die Verteilung der organischen Substanz auf unterschiedliche Dichtefraktionen. Zur Erstellung der Dichtelösungen wurde Na-Polywolframat verwendet. Freie partikuläre organische Substanz (freie POM), ohne Bindungen an die Mineralphase, wurde bei einer Dichte von 1,6 g cm⁻³ abgetrennt (Golchin et al., 1994). Die in Aggregaten eingeschlossene, okkludierte partikuläre organische Substanz (okkl. POM) wurde durch anschließende Ultraschallbehandlung freigesetzt (bei einer Energiezu-

fuhr von 60 J ml⁻¹). Die organische Substanz im verbleibenden Bodenmaterial mit einer Dichte > 1,6 g cm⁻³ ist eng mit der Mineralphase assoziiert (MOM). Da sich die spezifischen Dichten der vorgefundenen Minerale deutlich unterscheiden entschieden wir uns, eine zusätzliche Dichtentrennung bei 2,2 g cm⁻³ durchzuführen, um direkte Informationen über die mineralischen Bindungspartner der organischen Substanz zu erhalten. In den Fraktionen wurden im Anschluss die Mineralzusammensetzung (mittels Röntgenbeugung, XRD), C, N sowie ligninbürtige Phenole (mittels CuO-Oxidation) bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

Die Mineralzusammensetzungen der schweren Fraktionen (MOM 1,6-2,2 g cm⁻³, MOM >2,2 g cm⁻³) weisen deutliche Unterschiede auf. Während die spezifisch leichten Minerale Hydrotalkit und Hydrocalumit in der Fraktion 1,6-2,2 g cm⁻³ dominieren, enthält die Fraktion >2,2 g cm⁻³ hauptsächlich Kalzit. Die in der Fraktion 1,6-2,2 g cm⁻³ angereicherten Minerale gehören zur Klasse der anionischen Tone ($[M^{I}_{1-x} M^{II}_x(OH)_2]^{x+}(A^n)_{x/n} \cdot yH_2O$). Durch isomorphen Ersatz divalenter Kationen durch trivalente Kationen haben diese eine permanente positive Ladung, welche durch die Einlagerung hydratisierter organischer oder anorganischer Anionen in die OH-Zwischenschichten neutralisiert wird (Klopogge et al., 2002). Anionische Tone sind durch einen hohen Ladungsnullpunkt gekennzeichnet (bei pH 8-12) und besitzen daher auch unter stark alkalischen Bodenverhältnissen eine positive Ladung. Dies bedeutet, dass anionische Tone selbst in stark alkalischem Milieu zur Bindung anionischer Substanzen befähigt sind. Die Untersuchung des Kohlenstoffgehaltes in den Fraktionen zeigt, dass sich die organische Substanz bevorzugt in den schweren Fraktionen anreichert, besonders in der Fraktion 1,6-2,2 g cm⁻³ (Abb.1). Zwar erhöht sich mit zunehmendem Flächenalter der Gehalt der in Bodenaggregaten geschützt vorliegenden organischen Substanz (okkl. POM), jedoch ist ihr Anteil am Gesamtgehalt der organischen Substanz in den Böden gering.

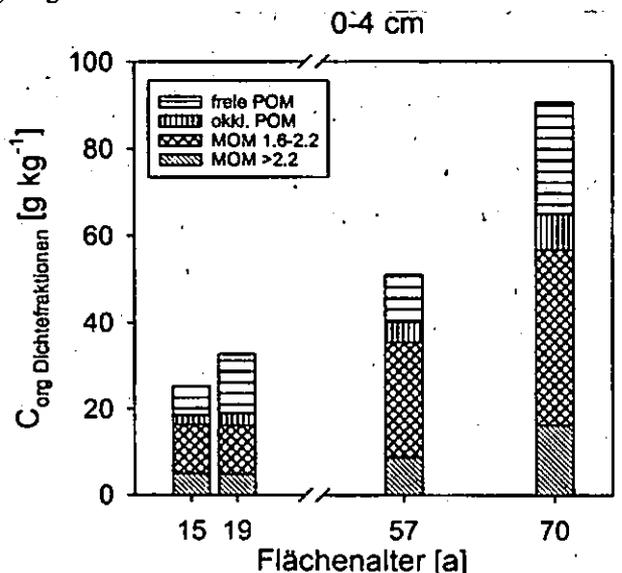


Abb.1: C_{org}-Gehalte in Dichtefraktionen der Oberböden (0–4 cm) der Untersuchungsflächen

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Weidenplan 14, D-06108 Halle
 e-mail: gritta.gruenewald@landw.uni-halle.de

Da Lignin ein Hauptbestandteil von Gras und Wurzelresten ist, ermöglicht die Untersuchung des Ligningehaltes und dessen Abbaugrades eine nähere Charakterisierung der organischen Substanz. Die Summe ligninbürtiger Phenole (Vanillyl, Syringyl, Cynamyl; VSC) gilt als Indikator für die Menge intakten Lignins. Der VSC Gehalt sinkt in den Fraktionen in der Reihenfolge freie POM > okkl. POM > MOM 1.6-2.2 > MOM >2.2 in allen untersuchten Böden (Abb. 2). Dieses Ergebnis deutet auf einen fortschreitenden Ligninabbau von den POM's zur organischen Substanz in den schweren Fraktionen hin.

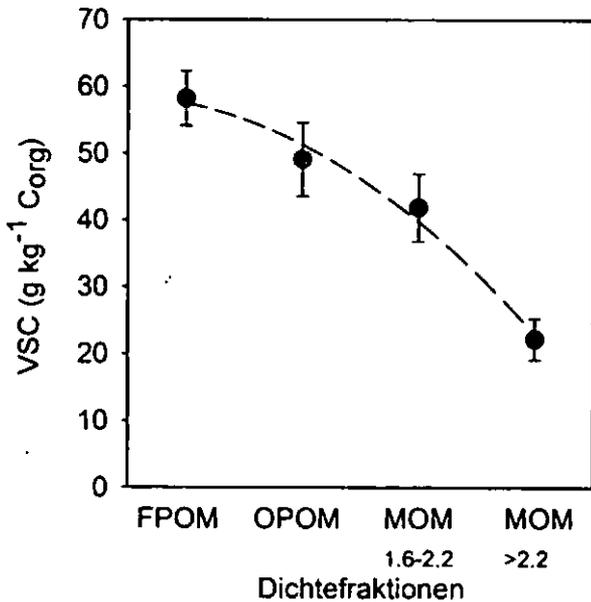


Abb. 2: Vanillyl, Syringyl, Cynamyl (VSC) in Dichtefractionen, n=13 (OPOM), n=21 (FPOM, MOM 1.6-2.2, MOM >2.2)

Das Aldehyd-Keton Verhältnis der Vanillyl Einheiten dient zur Einschätzung des mikrobiell bedingten Abbaugrades des Lignins, da lediglich die Aldehyde, im Gegensatz zu den Ketonen, durch mikrobielle Zersetzung in Säuren umgewandelt werden (Hedges et al., 1988). Die Ergebnisse der CuO-Oxidation zeigen sinkende Aldehyd-Keton Verhältnisse in der Reihenfolge freie POM > okkl. POM > MOM 1.6-2.2 > MOM >2.2. Der Anteil der Aldehyde am intakten Lignin ist in den schweren Fraktionen deutlich verringert. Auch dieses Ergebnis deutet auf einen fortschreitenden Ligninabbau von den POM's zur organischen Substanz in den schweren Fraktionen hin. Das Säure-Aldehyd Verhältnis der Vanillyl Einheiten ist ebenfalls ein Indikator für den Abbaugrad der organischen Substanz, da steigende Verhältnisse die zunehmende Seitenkettenoxidation der Phenoleinheiten widerspiegeln (Hedges et al., 1988). Aus Abb. 3 wird ersichtlich, dass die ligninbürtigen Phenole in den schweren Fraktionen einen erhöhten Säureanteil besitzen und damit einen höheren Oxidationsgrad aufweisen, als die Phenole in den POM Fraktionen.

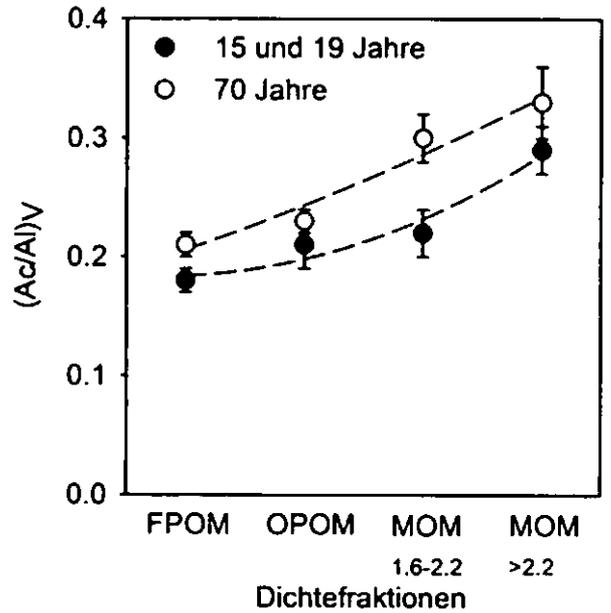


Abb. 3: Säure-Aldehyd Verhältnis der Vanillyl Einheiten in Dichtefractionen, n=13 (OPOM); n=21 (FPOM, MOM 1.6-2.2, MOM >2.2)

Zusammenfassung

Das Vorkommen anionischer Tone mit hohem Ladungsnullpunkt (> pH 8) ist Voraussetzung für die umfangreiche Akkumulation organischer Substanz in den untersuchten Böden. Die Bindung organischer Substanz an diese Mineralphasen setzt eine partielle Oxidation und damit einen erhöhten Anteil saurer Gruppen voraus.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des Forschungsprojektes: Bodenentwicklung aus Ca-reichen technogenen Substraten: Mineralneubildung und -umbildung im Wechselspiel mit der Akkumulation organischer Substanz auf alkalischen Rückstandshalden der Sodaindustrie, durch die Deutsche Forschungsgesellschaft (DFG) gefördert.

Literatur

- Golchin, A., Oades, J.M., Skjemstad, J.O. & Clarke, P. (1994): Study of free and occluded organic matter in soils by ¹³C CP/MAS NMR spectroscopy and scanning electron microscopy. Australian Journal of Soil Research 32, 285-309.
- Klopprogge, J.T., Wharton, D., Hickey, L. & Frost, R.L. (2002): Infrared and Raman study of interlayer anions CO₃²⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ and ClO₄⁻ in Mg/Al hydrotalcite. American Mineralogist. 87, 623-629.
- Hedges, J.I., Blanchette, R.A., Weliky, K., Devol, A.H. (1988): Effects of fungal degradation on the CuO oxidation products of lignin: A controlled laboratory study. Geochimica et Cosmochimica Acta 52, 2717-2726.

Natürliche ¹³C- und ¹⁵N-Isotopen-signaturen in einem tropischen Bergregenwald in Süd-Ecuador: Einfluss von Nutzung und Meereshöhe

Frank Haubrich, Franz Makeschin, Manuela Unger & Marina Röderstein

Einleitung und Methodik

Im Rahmen der Bewertung von Landnutzungsänderungen in tropischen Bergregenwaldregionen stellt die Anwendung der stabilen Isotope ein wichtiges Werkzeug dar. Für uns stellte sich die Frage ob man die Landnutzungsänderung von Wald zu Weide und dem nachfolgenden Auflösen der Weiden (Sukzession) anhand der stabilen ¹³C- und ¹⁵N-Isotope im Untersuchungsgebiet nachweisen kann. Innerhalb dieser Untersuchungen galt es Informationen über die pflanzliche Biomasse der Böden der Region zu sammeln, um den Einfluss der Meereshöhe als Ursache für Isotopieeffekte zu charakterisieren.

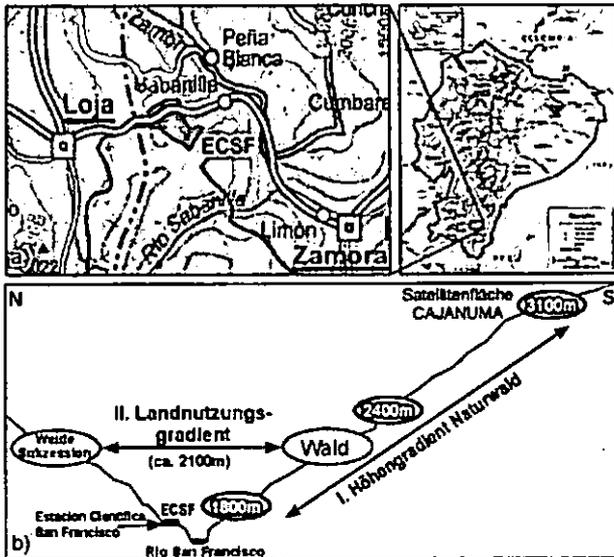


Abb. 1: a) Lage des Untersuchungsgebietes und b) der Untersuchungsflächen hinsichtlich I. Höhengradient und II. Landnutzungsgradient in Süd-Ecuador

In der Studie wurden die ¹³C- und ¹⁵N -Gehalte von organischen Auflagen und Mineralböden

Frank Haubrich: haubrich@forst.tu-dresden.de
 Franz Makeschin: makesch@forst.tu-dresden.de
 Manuela Unger: unger@forst.tu-dresden.de

Institut für Bodenkunde und Standortslehre der TU Dresden; Postfach 1117, 01735 Tharandt

Marina Röderstein: marina.roederstein@gmx.de
 Albrecht-von-Haller Institut für Pflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen; 37073 Göttingen

in Wald und auf Weide sowie lebende und tote Baumwurzeln aus organischen Auflagen und Mineralböden über einen Höhen transekt von 1800m, über 2400m auf 3100m untersucht. Die Baumwurzeln wurden mittels Stechzylinder bis in eine Tiefe von 10cm im Mineralboden beprobt. Die Analyse der ¹³C- und ¹⁵N-Werte erfolgte mit einem Elementaranalysator NC 2500 Carlo Erba gekoppelt an MS Delta plus der Firma Finnigan Bremen.

Ergebnisse – Einfluss der Meereshöhe auf Pflanzenwurzeln

Es ist eine geringe, aber signifikante Erhöhung der ¹³C-Werte und eine starke Spreizung der ¹⁵N-Werte mit zunehmender Höhe zu verzeichnen (Abb. 2).

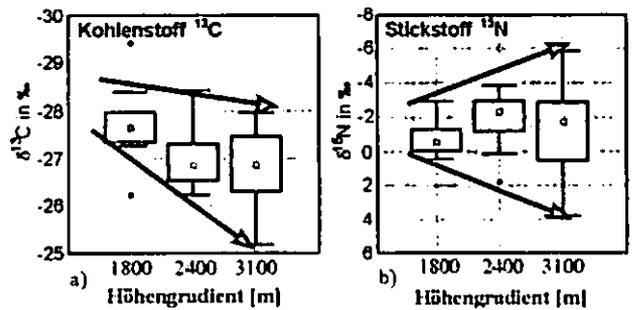


Abb. 2: ¹³C- und ¹⁵N-Werte von Baumwurzeln in Abhängigkeit der Höhenstufe

Wobei auf 1800m nur sehr geringe, mit zunehmender Höhe jedoch stärkere ¹³C und ¹⁵N-Unterschiede zwischen Auflage und Mineralboden und dem Lebenszustand der Baumwurzeln auftreten (Abb. 3a, b).

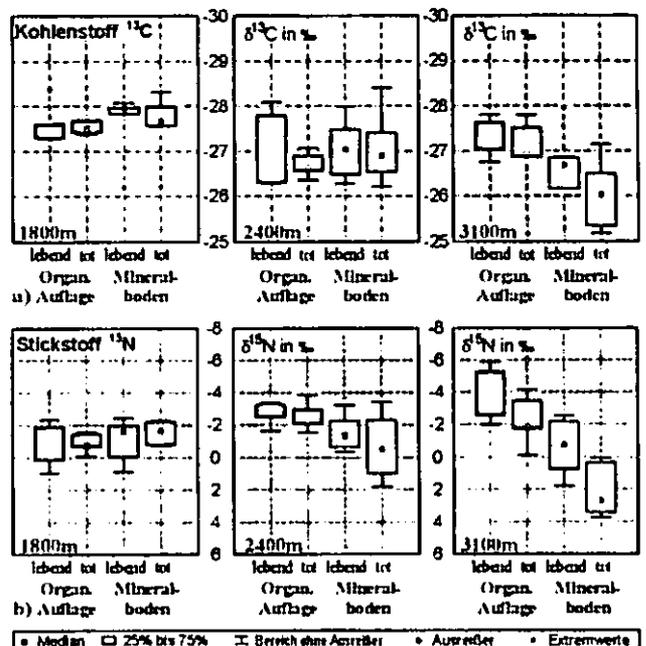


Abb. 3: ¹³C- und ¹⁵N-Werte von Baumwurzeln in Abhängigkeit der Höhenstufe, Horizontierung und Lebenszustand

Legend: Median (vertical line), 25% to 75% (box), Whiskers (horizontal lines), Asterisk (outlier), Circle (extreme value)

Innerhalb der Horizonte auf 3100m sind die toten gegenüber den lebenden Wurzeln sowohl in der organischen Auflage als auch im Mineralboden generell an ^{13}C und ^{15}N angereichert. Dies lässt sich mit einem sehr langsamen Abbau der organischen Substanz erklären, welcher durch geringere Temperaturen und höhere Niederschläge verursacht wird. Die Anreicherung von ^{15}N in den lebenden Wurzeln im Mineralboden gegenüber Auflage (2400 und 3100m) kann durch die generelle Anreicherung von ^{15}N im Mineralboden (Abb. 3b) in Ansätzen erklärt werden.

Im Allgemeinen wird Kohlenstoff schwach, Stickstoff stark im Höhengradient beeinflusst. Die Zunahme der Spreizung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte mit zunehmender Meereshöhe wird mit ungünstigeren klimatischen Bedingungen für das Wachstum und den Abbau von organischem Material interpretiert.

Ergebnisse – Einfluss der Nutzungsänderung

Die Nutzungsänderung von Wald (C3-Pflanzen) zu Weide konnte durch den Anbau von C4-Gräsern (*Setaria sphacellata*) und der org. Substanz im Boden über die ^{13}C -Signaturen verfolgt werden. Durch den Einfluss der C4-Gräser ändern sich die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Mineralböden von -25‰ (Wald) auf $-20\text{‰} \pm 2\text{‰}$ unter gegenwärtiger Weidenutzung. Bei nachfolgender Sukzession und Verdrängung der Weidegräser entwickeln sich die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte wieder in Richtung ihrer Ausgangswerte von $-25\text{‰} \pm 2\text{‰}$ (Abb. 4).

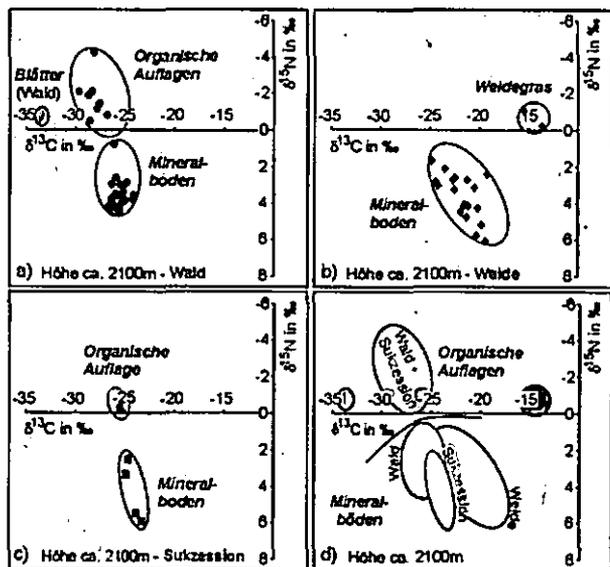


Abb. 4: ^{13}C - und ^{15}N -Werte von organischen Auflagen und Mineralböden unter Wald, Weide und Sukzession (Höhe ca. 2100m), a) Wald, b) Weide, c) Sukzession, d) Zusammenfassung aus a, b, und c

Hinsichtlich der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte sind organische Auflagen und Mineralböden von Wald und Weideproben eindeutig voneinander zu trennen (Abb. 4 a bis d = org. Auflagen $\delta^{15}\text{N}$ -Werte $<0\text{‰}$, Mineralböden $\delta^{15}\text{N} > 0\text{‰}$).

Im Mineralboden unter Wald sind die Streubreiten der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte mit 2,5 bis 4,5‰ gering, die der Weide variieren generell stärker zwischen 0 bis 6‰. Die stärkere Streuung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte auf den Weiden wird auf den Einfluss von Düngung, z.B. durch Viehwirtschaft zurückgeführt.

Aus den unterschiedlichen ^{13}C -Signaturen der Mineralböden von Wald, Weide und Sukzession, welche aus dem Vegetationswechsel resultieren (Umbau von C3-Pflanzen zu C4-Pflanzen, Eintrag von organischer Substanz durch Wurzelproduktion bei Weidenutzung und Wurzel + Streuproduktion bei Wald und Sukzession), kann der Ab- bzw. Umbau der organischen Substanz bei Landnutzungsänderung detektiert werden (Abb. 5).

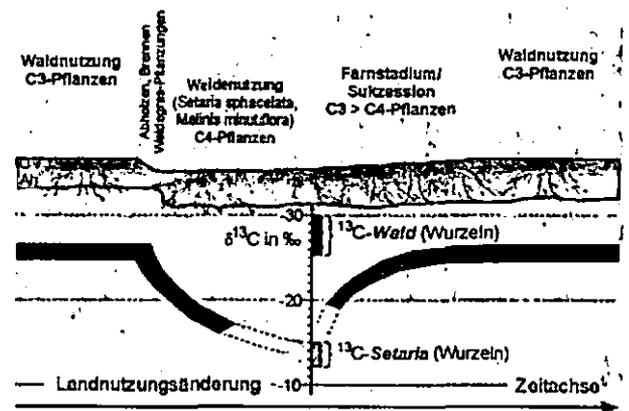


Abb. 5: Hypothetischer Verlauf der ^{13}C -Werte im Mineralboden bei Landnutzungsänderung über die Zeit

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung, sowie der Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL) und der Stiftung Nature and Culture International für die Zusammenarbeit.

Hohe Konzentrationen von Arzneimittelrückständen in Rieselfeldern Mexiko Citys

G. Huschek¹, J. Siemens¹, C. Siebe² & M. Kaupenjohann¹

Arzneimittel-Wirkstoffe werden weltweit in großen Mengen im Human- und Veterinärmedizinbereich verwendet. In den Industrieländern konnten in den letzten Jahren bis zu 80 verschiedene Wirkstoffe in Abläufen von Kläranlagen und im Oberflächenwasser in Konzentrationen von ca. 0,1 bis 1 µg/l, vereinzelt bis 3 µg/l nachgewiesen werden (BLAC, 2003). Für Mexiko liegen bislang keine Daten zu Arzneimittel-Wirkstoffkonzentrationen in Abwässern und Oberflächengewässern vor. Wir präsentieren hier eine erste Abschätzung der Umweltbelastung durch Arzneimittelrückstände im Wassereinzugsgebiet des Valle Mezquital in der Nähe von Mexico City. Das Tal dient zur Verrieselung der Abwässer der ca. 20 Mio. Einwohner von Mexico Stadt.

Arzneimittel-Wirkstoffe werden vor allem über die Leber abgebaut, so dass sowohl die unveränderten Wirkstoffe als Muttersubstanzen aber auch die gebildeten Metabolite meist renal oder binär ausgeschieden werden. Die Exkretionen gelangen aufgrund ihrer meist guten Wasserlöslichkeit überwiegend über die Abwässer in die Umwelt, vorrangig in das aquatische Ökosystem. Im Rahmen der Umweltbewertung (ERA) bei der Zulassung von Arzneimitteln sind nach den Leitfäden der Arzneimittelzulassungsbehörden, z.B. in Europa nach der EMEA (2005), Abschätzungen der zu erwartenden Umweltkonzentration (PEC) der Einzelwirkstoffe vorzunehmen. Für die Arzneimittel-Wirkstoffe erfolgen dabei die Expositions-

abschätzungen in der Umwelt unter anderem über Mengenerhebungen, stoffspezifische Eigenschaften und Betrachtungen zum Metabolismus. Die Bewertung des Risikos von Arzneimittelrückständen in der Umwelt erfolgt nach den Vorgaben der EMEA stufenweise (Abb.1). Da kein ERA für Wirkstoffe vorliegen, die schon lange in der Anwendung sind, haben wir die Vorgehensweise nach EMEA (2005) auch für die Bewertung des status-quo im Valle Mezquital angewendet.

Neben dem „prescreening“ über die durch das Marktforschungsinstitut IMS Health erhobenen Verkaufszahlen der Wirkstoffe erfolgte die Überprüfung der PEC über ein analytisch durchgeführtes Screening von ausgewählten Humanarzneimittel-Wirkstoffen, vor allem von Antibiotika. Dazu wurden verschiedene Wasser- und Abwasserproben im Valle Mezquital entnommen. Die Untersuchung der Arzneimittelrückstände, der in PE-Behältern eingefrorenen Proben, erfolgte mit dem bei Huschek et al. (2004) beschriebenen LC-ESI-MS/MS Verfahren. Die Extraktion der 11 Wasserproben erfolgte mittels LSE. Es wurde über das ganze Verfahren mit Matrixanpassung kalibriert. Die quantitative Auswertung der Arzneimittel-Wirkstoffe erfolgte anhand der Retentionszeiten sowie den spezifischen MRM-Übergängen (Q1/Q3).

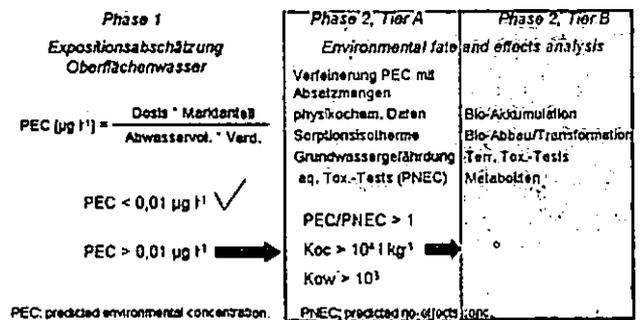


Abbildung 1: ERA von Humanarzneimittel-Wirkstoffen nach EMEA (2005).

¹Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11, 10587 Berlin; gerd.huschek@tu-berlin.de

²Inst. f. Geologie, UNAM – Mexico City

In Abb. 2 sind Beispiele zur Abschätzung der PECs im Abwasser Mexiko Citys im Vergleich zu

deutschen Werten dargestellt. Das Anwendungsverhalten der Bevölkerung und das jeweilige Gesundheitssystem der Länder führen zu unterschiedlichen Belastungen der Umwelt. Auffallend ist die vergleichsweise sehr hohe Belastung durch Antibiotika-Wirkstoffe in Mexiko. Im Vergleich zu Deutschland liegt hier eine achtfach höhere Verkaufsmenge von Antibiotika pro Jahr vor. Antibiotika sind durch eine hohe Umweltwirksamkeit gekennzeichnet.

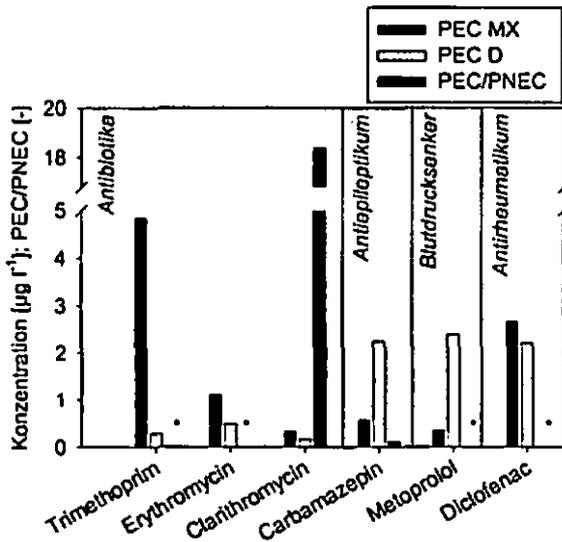


Abbildung 2: PEC nach Phase 1 der EMEA (2005) für Mexiko und Deutschland, Verkaufszahlen (IMS Health AG, 2001;2004). PNEC: predicted no-effects concentration, *: keine PNEC verfügbar

In Abb. 3 sind die Ergebnisse des analytischen Screenings dargestellt. In den Abwasserproben wurden hohe Konzentrationen für einige der untersuchten Antibiotika-Wirkstoffe festgestellt. In den Sicker- und Grundwässern konnten an den untersuchten Probenahmestellen für die ausgewählten Wirkstoffe keine Belastungen festgestellt werden. Da das Abwasser der Stadt Mexico City fast ausschließlich in Valle Mezquital verregnet wird, kommt den Rieselfeldböden eine besondere Bedeutung für den Transport, den Verbleib und die Umweltwirkung der Arzneimittel-Wirkstoffe zu. Antibiotika sind aufgrund hoher Anwendungsmengen und hoher Umweltwirkung von größter Relevanz. In

Zukunft sollte deshalb das Verhalten dieser Stoffe in Rieselfeldböden detailliert untersucht werden.

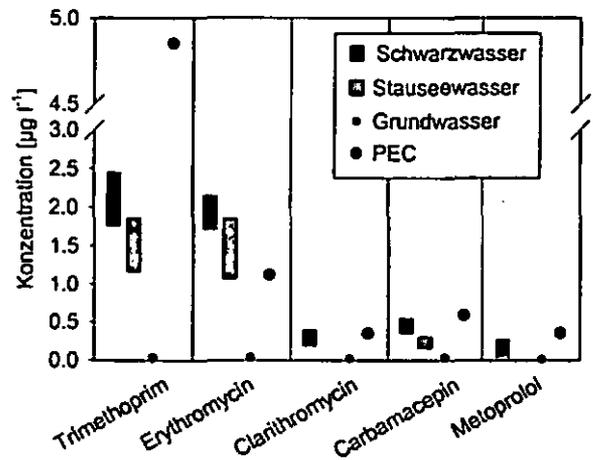


Abbildung 3: Ergebnisse des analytischen Screenings auf Arzneimittel-Wirkstoffe in Valle Mezquital Mexiko City.

Literatur

BLAC - Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit (Hrsg.), 2003: Arzneimittel in der Umwelt, Auswertung der Untersuchungsergebnisse, Bericht an die 61. Umweltminister-konferenz (UMK) am 19./20. November 2003 in Hamburg.

EMA - European Medicines Agency, 2005: CPMP/SWP/4447/00/draft: Guideline on the Environmental Risk Assessment of medicinal products for human use, London. Forth, W., Henschler, D., Rummel, W., et al. (2001): Pharmakologie und Toxikologie, 8. Auflage, Urban & Fischer, München.

Huschek, G., Hansen, P.-D., Maurer, Hans H., Krengel, D. Krengel, A. Kayser, 2004: Environmental Risk Assessment of medicinal products for human use in respect to the recommendations of the European Commission, Environmental Toxicology, 19: 226-240.

Wir danken der Comisión Nacional del Agua, sowie Lucy Mora, Blanca, Gillian Walshe und Maria Jesus Garcia-Galan für die vielfältige und wertvolle Unterstützung und die Durchführung der praktischen Arbeiten.

¹H NMR Relaxometrie in porösen Medien: Die Bedeutung von gelösten paramagnetischen und organischen Substanzen

F. Jäger, M. Özasan und G. E. Schaumann¹

Einleitung

In Oberböden können Feuchteschwankungen die Sorptions- und Transportprozesse von Schad- und Nährstoffen beeinflussen (Altfelder et al., 1999; Schaumann et al., 2005a). Dabei spielt insbesondere die organische Bodensubstanz (OBS) aufgrund ihrer Quellbarkeit eine gewichtige Rolle (Schaumann et al., 2005a). Die ¹H-NMR Relaxometrie wurde als neue Methode zur Untersuchung von Quellungs- und Wasseraufnahmeprozessen von Torfhumosen Bodenproben eingeführt (Schaumann et al., 2005a; Todoruk et al., 2003). Dabei geben die gemessenen Relaxationszeiten unter anderem Aufschluss über Porengrößenverteilungen, welche quellungsbedingten Veränderungen unterliegen können, z.B. wenn die OBS durch Wasseranlagerung an Volumen zunimmt (*Quellung*).

Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass sich im Laufe der Wasseraufnahme humoser Bodenproben die transversalen Relaxationszeiten verändern (Jaeger et al., 2005; Schaumann et al., 2005b). Dies deutet auf Porengrößenveränderungen, aufgrund von Quellungs- und Benetzungsprozessen der OBS (Schaumann et al., 2005b), und auf mikrobielle Einflüsse (Jaeger et al., 2005) hin. Zusätzlich wurden Einflüsse durch die Bodenlösung gefunden (Schaumann et al., 2005b), die vermutlich auf gelöste organische Substanzen und auf die im Boden allgegenwärtigen paramagnetischen Ionen Fe³⁺ und Mn²⁺ zurückzuführen sind. Bisher fehlen hierzu jedoch systematische Untersuchungen zum Verständnis dieser Effekte im Boden oder in Modellsystemen.

Prinzip der ¹H NMR Relaxometrie

Bei der ¹H NMR Relaxometrie wird die Relaxation der Magnetisierung zurück in den Gleichgewichtszustand gemessen, der nach Spin-Anregung der Wasserprotonen im homogenen Magnetfeld erfolgt. Dabei wird die Relaxation von verschiedenen Spinrelaxationsmechanismen gesteuert. Mittels des gemessenen Relaxationssignals kann die transversale Relaxationszeit (T₂) bestimmt werden. Im Allgemeinen steigt T₂ mit wachsenden Porendurchmessern (Hinedi et al., 1997).

Einen großen Einfluss auf die Relaxation besitzen außerdem *paramagnetische Ionen*, wie Fe³⁺ und Mn²⁺ (Bryar et al., 2000; Kenyon and Kolleeny, 1995). Dies ist auf die Interaktion zwischen dem kernmagnetischen Moment (im Proton) und dem elektronmagnetischen Moment (im Fe³⁺ und Mn²⁺) zurückzuführen (Kenyon and Kolleeny, 1995). Zusätzlich können gelöste Polysaccharide und organische Gele durch den Mechanismus des *schnellen chemischen Austauschs* freier und an den Hydroxylgruppen des Monozuckers gebundener Protonen zur Spinrelaxation beitragen (Hills et al., 1991). Somit ist zu erwarten, dass die in der organischen Substanz vorhandenen funktionellen Gruppen von entscheidender Bedeutung sind. Gleichzeitig können in Gelen zusätzliche Beiträge zur Spinrelaxation z.B. durch Wasserimmobilisierung erwartet werden.

Zielstellung

Ziel des gesamten Projektes ist die Untersuchung der an der Quellung der OBS beteiligten Prozesse mittels der ¹H NMR Relaxometrie. Zur Beurteilung dieser Prozesse ist es notwendig, die beteiligten Spinrelaxationsmechanismen, deren Beiträge und mögliche zeitliche Änderung zu kennen. In der vorliegenden Studie wird der Einfluss gelöster paramagnetischer und organischer Substanzen in der Wasserphase über einen breiten Konzentrationsbereich untersucht. Dabei sollen mögliche Beiträge der Bodenlösung zur Spinrelaxation in Modelllösungen ermittelt werden. Folgende Fragen sollten dabei beantwortet werden:

- In welchem Maß reduzieren gelöste paramagnetische Fe³⁺- und Mn²⁺-Ionen T₂ in bodenkundlich relevanten Konzentrationsbereichen? Gibt es Unterschiede im Einfluss auf T₂ zwischen Fe³⁺ und Mn²⁺?
- In welchem Maß reduzieren gelöste organische Substanzen mit unterschiedlichen funktionellen Gruppen (Glukose: -OH, Kaliumhydrogenphthalat: -COOH) T₂ in bodenkundlich relevanten Konzentrationsbereichen? Gibt es Unterschiede im Einfluss auf T₂ zwischen Glukose und Kaliumhydrogenphthalat?
- Beeinflusst die Gelbildung durch Natriumalginat (-OH, -COOH) T₂?
- Reduziert gelöstes Humat, welches herstellungsbedingt Fe und Mn beinhaltet, T₂? Wie lässt sich die paramagnetische Wirkung im gelösten Humat bewerten?

Material und Methoden

Die NMR-Messungen wurden bei 2 MHz (MARAN 2, Resonance, UK) mittels der CPMG Sequenz (Meiboom and Gill, 1958) durchgeführt. Die Relaxationszeiten wurden durch monoexponentielle Anpassung ermittelt (WinFit, Resonance, UK).

Als gelöste paramagnetische Substanzen wurden Fe³⁺- und Mn²⁺-AAS-Standards der Fa. Merck verwendet. Zusätzlich wurde ein aus Leonardit gewonnenes Humat (Humin-S 775) der Fa. Humin Tech verwendet. Das Humat beinhaltet herstellungsbedingt sowohl Fe als auch Mn. Die Metallkonzentrationen in den Humatlösungen wurden mittels Atomabsorptionsspektroskopie (AAS, Perkin Elmer 1100B) bestimmt.

Zur Ermittlung des Einflusses der funktionellen Gruppe in gelösten organischen Substanzen auf T₂ wurden Glukose (-OH) und Kaliumhydrogenphthalat (-COOH, Phthalat) der Fa. Fluka verwendet. Der Beitrag der Gelbildung zur Spinrelaxation wurde mittels Natriumalginat (Alginat) der Fa. Fluka überprüft, welches aus Braunalgen gewonnen wird. Für die paramagnetischen Substanzen wurde ein Konzentrationsbereich von 1x10⁻⁴ – 1,0 g L⁻¹ und für die organischen von 0,1 – 100 g L⁻¹ gewählt.

Ergebnisse und Diskussion

In Abbildung 1 sind die T₂-Zeiten der Wasserprotonen als Funktion der Konzentration gelöster paramagnetischer (Fe³⁺ und Mn²⁺) und organischer Substanzen in der Wasserphase dargestellt. T₂ nimmt sowohl für Fe³⁺ als auch Mn²⁺ mit steigender Ionenkonzentration ab. Dabei ist bei gleichen Konzentrationen T₂ für Fe³⁺ um den Faktor 2-3 größer als für Mn²⁺. Für Glukose und Phthalat ist unabhängig von der funktionellen Gruppe kein Einfluß auf T₂ er-

¹ TU Berlin, FG Umwelchemie, Sek. KF 3, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlin, fabian.jaeger@tu-berlin.de

kennbar. Somit ist der Beitrag des schnellen chemischen Austausch freier und gebundener Protonen (Hills et al., 1991) zur Spinrelaxation in der Wasserphase/Bodenlösung vernachlässigbar. Dies soll anhand realer Bodenlösungen demnächst überprüft werden.

Beim Alginat nimmt T_2 ab 10 g L^{-1} mit steigender Konzentration ab. Wie die Ergebnisse der Glukose und des Phthalat zeigen, ist dieser Effekt nicht auf die funktionellen Gruppen, sondern auf die einsetzende Viskositätszunahme/Gelbildung zurückzuführen. Diese könnte eine Immobilisierung des Wassers oder die Erhöhung der inneren Oberfläche in der Gelmatrix verursacht haben. Beim Humat nimmt T_2 ab 3 g L^{-1} mit steigender Konzentration ab. Dies ist auf den Einfluss des im Humat befindlichen Fe und Mn zurückzuführen. Dabei ist die paramagnetische Wirkung deutlich abgeschwächt, denn die mittels AAS bestimmten Ionenkonzentrationen (Daten nicht gezeigt) lassen T_2 -Zeiten erwarten, die eine Größenordnung kleiner wäre als die ermittelten. Vermutlich liegen metallorganische Komplexe in der Humatlösung vor, so dass Wassermoleküle aus sterischen Gründen weiter vom paramagnetischen Zentrum entfernt sind als bei ungebundenen Ionen. Folglich ist das als Zentralion fungierende paramagnetische Ion durch die organischen Liganden so abgeschirmt, dass die Interaktion zwischen dem kernmagnetischen Moment (Proton) und dem elektronmagnetischen Moment (Fe^{3+} und Mn^{2+}) weniger intensiv sind.

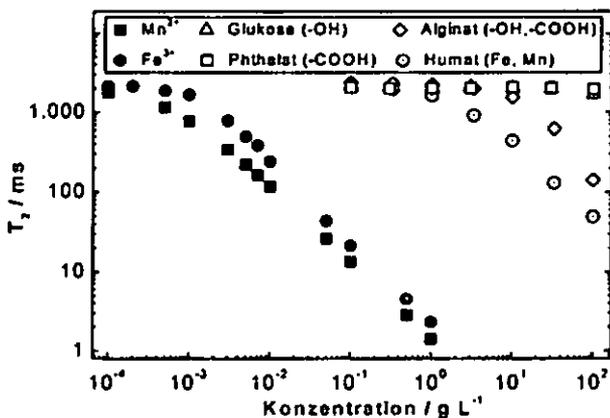


Abbildung 1. Transversale Relaxationszeiten (T_2) als Funktion der Konzentration gelöster paramagnetischer (Fe^{3+} und Mn^{2+}) und organischer Substanzen in der Wasserphase.

Weitere Ergebnisse die innerhalb dieser Untersuchung gewonnen wurden, hier aus Platzgründen jedoch nicht ausführlich gezeigt und diskutiert werden können, zeigen zusätzlich, dass T_2 bei gleicher Porengrößenverteilung von Glasperlenschüttungen aufgrund von unterschiedlichen Konzentrationen an oberflächengebundenen paramagnetischen Substanzen um den Faktor 2-3 variieren kann. Zusätzlich konnte in HCl-gespülten Materialien eine Glasquellung mittels der ^1H NMR Relaxometrie beobachtet werden. Außerdem war die Bestimmung von Wasser in intra- und interpartikulären sowohl in organischen als auch anorganischen Materialien, sowie in verschiedenen Phasen (Bulk/Pore/Gel) mittels ^1H NMR Relaxometrie möglich. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Unterscheidung zwischen verschiedenen Porensystemen auch in Bodenproben theoretisch möglich ist.

Zusammenfassung

Im Hinblick auf die bodenkundliche Anwendung der ^1H NMR Relaxometrie zeigen die Ergebnisse, dass die zeitli-

chen Konzentrationsverläufe von Fe^{3+} und Mn^{2+} in der Bodenlösung bei Relaxationszeitveränderungen von Bodenproben berücksichtigt werden müssen. Zusätzlich muss der Gehalt an oberflächengebundenem Fe und Mn bei der Bestimmung von Porengrößen beachtet werden. Der Beitrag gelöster organischer Substanzen zur Spinrelaxation ist vernachlässigbar, jedoch reduzieren sie den Einfluss gelöster komplexierter paramagnetischer Ionen durch Abschirmung. Aus den Ergebnissen des Gelbildners Alginat wird deutlich, dass der Quellungsgrad der OBS über die Relaxationszeiten zugänglich ist, wenn die paramagnetischen Einflüsse bekannt sind.

Ausblick

In zukünftigen Studien werden wir den Einfluss der Quellung von Tonen und organischen Substanzen auf das NMR-Signal in Modellsystemen untersuchen. Außerdem soll ein Verständnis für die an der Quellung der OBS beteiligten Prozesse und für mikrobielle Einflüsse auf das NMR-Signal entwickelt werden. Zusätzlich soll die Abschirmung des paramagnetischen Zentrums in metallorganischen Komplexen näher überprüft werden. Das kann dazu beitragen, Sorptionsprozesse organischer Substanzen an mineralischen Oberflächen mittels einer neuen Methode zu überprüfen.

Danksagung

Dieses Projekt wird durch die DFG gefördert (SCH849/5-1). Außerdem danken wir Prof. U. Yaramanci und Dr. M. Müller vom FG Angewandte Geophysik (TU Berlin) für die Möglichkeit, die NMR Apparatur zu nutzen.

Literaturnachweis

- Altfelder, S., T. Streck, and J. Richter. 1999. Effect of air-drying on sorption kinetics of the herbicide chlortoluron in soil. *J. Environ. Qual.* 28:1154-1161.
- Bryar, T.R., C.J. Daughney, and R.J. Knight. 2000. Paramagnetic effects of iron(III) species on nuclear magnetic relaxation of fluid protons in porous media. *J Magn Reson* 142:74-85.
- Hills, B.P., C. Cano, and P.S. Belton. 1991. Proton NMR relaxation studies of aqueous polysaccharide systems. *Macromolecules* 24:2944-50.
- Hinedi, Z.R., A.C. Chang, M.A. Anderson, and D.B. Borchardt. 1997. Quantification of microporosity by nuclear magnetic resonance relaxation of water imbibed in porous media. *Water Resour Res* 33:2697-2704.
- Jaeger, F., E. Grohmann, and G.E. Schaumann. 2005. ^1H NMR Relaxometry in natural humous soil samples: Insights in microbial effects on relaxation time distributions. *Plant Soil*:in press.
- Kenyon, W.E., and J.A. Kollesny. 1995. NMR surface relaxivity of calcite with adsorbed Mn^{2+} . *J Colloid Interface Sci* 170:502-14.
- Meiboom, S., and D. Gill. 1958. Modified spin-echo method for measuring nuclear relaxation times. *Rev Sci Instrum* 29:688-91.
- Schaumann, G.E., J. Hurrass, M. Müller, and W. Rotard. 2005a. Swelling of organic matter in soil and peat samples: insights from proton relaxation, water absorption and PAH extraction, p. 101-117, *In* E. A. Ghabbour and G. Davies, eds. *Humic Substances: Nature's Most Versatile Materials*. Taylor and Francis, Inc., New York.
- Schaumann, G.E., E. Hobbey, J. Hurrass, and W. Rotard. 2005b. H-NMR Relaxometry to monitor wetting and swelling kinetics in high organic matter soils. *Plant Soil* 275:in press.
- Todoruk, T.R., C.H. Langford, and A. Kantzas. 2003. Pore-Scale redistribution of water during wetting of air-dried soils as studied by Low-Field NMR Relaxometry. *Environ Sci Technol* 37:2707-2713.

Trocknung von Boden führt nicht zur Mobilisierung hydrophober Kolloide

S. Klitzke¹, F. Lang¹, M. Kaupenjohann¹

Kolloidaler Transport erwies sich in unterschiedlichen Untersuchungen als relevant für die Schadstoffverlagerung in Böden. Die Trocknung von Böden führt zu einer Verringerung der Benetzbarkeit der Festphase. Dies wird durch eine Erhöhung der Hydrophobie durch den Trocknungsprozess erklärt. Die Ergebnisse einiger Studien deuten darauf hin, dass die Hydrophobie von Kolloiden eine wichtige Rolle bei ihrer Retention in Böden spielen könnte. Derzeit gibt es jedoch keine Methode für die Bestimmung der Hydrophobie an Kolloiden. Ziel unserer Arbeit ist es deshalb, eine solche Methode zu entwickeln um damit zu testen, ob Trocknung von Bodenproben zur Hydrophobisierung der dispergierbaren Kolloide führt. Des Weiteren sollen Unterschiede und Besonderheiten in der Kolloidmobilisierung insbesondere im Hinblick auf Schadstoffe zwischen feldfrischen und getrockneten Böden aufgezeigt werden.

Die verwendeten Bodenproben wurden einer Versuchsfläche der Berliner Rieselfelder, dem Tiergarten (beide sandiges Substrat) sowie einem ehemaligen Übungsschießplatz (lehmgiger Sand mit 25 % organischem C) entnommen. Wir ermittelten die Dispergierbarkeit der Kolloide aus feldfrischen und getrockneten (25 °C)

Bodenproben. In 3facher Wiederholung wurden 15 g feldfrischer Boden mit 150 mL deionisiertem Wasser versehen (bei den getrockneten Proben erfolgte die Einwaage um den Wasserverlust korrigiert), 16 h geschüttelt und abfiltriert (1.2 µm). Im gewonnenen Filtrat werden Gesamtkonzentrationen an organischem C, Schwermetallen (Cu, Cd, Pb, Zn), mittlere Kolloidgröße und -ladung sowie die Trübe (T1) als Maß für die Kolloidmenge bestimmt. Ein Aliquot wurde ultrazentrifugiert (1h, 300 000g). Im Überstand wurden gelöste Konzentrationen der o.g. Elemente gemessen. Zur Bestimmung der Hydrophobie (H) der Kolloide wurden 30 mg C₁₈-Säulenpackmaterial (Durchmesser: 40 µm) mit jeweils 10 mL Filtrat versetzt, 2 h geschüttelt, über ein 15 µm Nylogewebe abfiltriert, die Trübe (T2) bestimmt und die Hydrophobie nach folgender Gleichung berechnet:

$$H = (T1 - T2)/T1.$$

Die Trocknung der Bodenproben führt nicht zu einer wesentlichen Veränderung der Hydrophobie als auch Ladung und Partikelgröße der mobilisierbaren Kolloide. Während bei den Proben der Rieselfelder (Mineralboden) die Trocknung zu einer Reduzierung der Kolloidmenge führt wurde am Schießplatzboden (organische Auflage) eine Zunahme beobachtet. Die Gesamt-C-Konzentration ist bei allen Extrakten der getrockneten Proben deutlich höher als bei den feldfrischen Proben. Die Rieselfeld- als auch die Schießplatzproben weisen dabei allerdings eine deutliche Abnahme an kolloidalem C und eine starke Erhöhung der

gelösten C-Konzentration auf. Bei den Rieselfeldproben könnte dies auf das Platzen von kolloidalen Bakterien zurückzuführen sein. Bei den meisten getrockneten Proben wurde eine Verringerung der kolloidalen Schwermetallkonzentrationen ermittelt.

Die bisherigen Ergebnisse deuten an, dass Trocknung von Bodenproben zwar zu keiner Veränderung der physico-chemischen Eigenschaften der Kolloide führt, aber dennoch einen Einfluss auf Menge und Zusammensetzung der Kolloide aufweist. Die DOC Mobilisierung durch Probentrocknung führt zu einer Umverteilung von Schwermetallen zwischen kolloidaler und gelöster Phase.

Transfer von PCB aus belasteten Böden in ausgewählte Früchte aus Kleingartenanlagen

Martin Krauss, Judith Moering & Martin Kaupenjohann

Einleitung

Hohe Gehalte von polychlorierten Biphenylen (PCB) in pflanzlichen Nahrungsmitteln können ein Risiko für den Menschen darstellen. Eine Reihe von Arbeiten hat gezeigt, dass die gasförmige und partikuläre Deposition aus der Atmosphäre der Haupteintragspfad für PCB in oberirdische Pflanzenteile ist (Simonich & Hites, 1995; Puri et al., 1997; Thomas et al., 1998). Werden Nutzpflanzen auf stark PCB-belasteten Böden angebaut, besteht das Risiko, dass PCB aus dem Boden ausgasen bzw. PCB-belastete Bodenpartikel aufgewirbelt werden und die PCB nachfolgend auf Pflanzenoberflächen deponiert werden (Transfer Boden-Luft-Pflanze). Dagegen ist die Wurzelaufnahme und Translokation im Spross weitgehend vernachlässigbar (Puri et al., 1997). Der Transfer Boden-Luft-Pflanze von PCB ist nur Gegenstand weniger Arbeiten (Smith & Jones, 2000).

In dieser Studie wurde untersucht, ob auf Kleingartenanlagen ein Eintrag von PCB aus den hoch belasteten Böden in ausgewählte Früchte in verschiedenen Wuchshöhen stattfindet.

Material und Methoden

Als Versuchsstandorte wurden 17 Parzellen einer Kleingartenanlage ausgewählt, die eine hohe PCB-Bodenbelastung (1,1-635 mg Σ 32PCB kg⁻¹) aufwiesen.

Auf jeder Parzelle wurde eine Mischprobe von zehn Einstichen aus 0-10 cm Bodentiefe genommen und mittels Beschleunigter Lösemittelextraktion mit Hexan Aceton 2:1 extrahiert. Auf 16 Parzellen wurden Äpfel (*Malus domestica* BORKH.) in 120 bis 200 cm Höhe, auf 13 Johannisbeeren (*Ribes rubrum* L.) in 60 bis 80 cm Höhe und auf 11 Tomaten (*Lycopersicon esculentum* MILL.) in 10 bis 60 cm Höhe genommen. Direkt nach der Ernte wurden die Früchte mit Reinstwasser gewaschen, um die partikulär eingetragenen PCB zu erfassen (Partikelphase). Anschließend wurden sie mit Hexan gewaschen, um die in der Wachsschicht gebundenen PCB zu erfassen. Die Äpfel wurden getrennt in Schale und Frucht, die Tomaten und Johannisbeeren als ganze Frucht zerkleinert, mit 10 % Methanol (v/v) versetzt und mit Hexan extrahiert. Die Passivsammler für die Gasdeposition und Partikeldeposition wurden auf jeder Parzelle in 25, 80 und 160 cm Höhe für ca. 16 Wochen installiert. Dies ermöglichte es,

simultan und standardisiert die partikelgebundene und gasförmige PCB-Deposition in den drei Erntehöhen der Früchte auf allen Parzellen zu erfassen und zu vergleichen. Es wurde angenommen, dass in 25 und 80 cm Höhe der Boden einen Einfluss auf die Deposition hat, dagegen in 160 cm Höhe weitgehend die Hintergrunddeposition dominiert.

Als Gasdepositionssammler wurden Polyurethan-Schaumstoffquader (2,5 x 2,5 x 10 cm) verwendet, die in einem nach unten offenen, mit einem 0,4 mm Drahtnetz bedeckten Behälter aufgehängt waren. Die Passivsammler für Partikeldeposition bestanden aus einem Glasfaserfilter in einem nach oben offenen Behälter. Zum Schutz wurde er mit einem 1 mm-Kunststoffnetz abgedeckt. Die Glasfaserfilter wurden mit 50 ml Hexan:Aceton 2:1 zunächst für 12 h bei 50 °C und anschließend 12 h auf einem Überkopfschüttler extrahiert. Die Schaumstoffquader wurden in gleicher Weise, jedoch mit Hexan extrahiert.

Alle Extrakte wurden über Na₂SO₄ getrocknet und über Säure-Base-Silicagel-Säulen aufgereinigt (Krauss & Wilcke, 2003). Die Quantifizierung von 32 PCB-Kongeneren erfolgte mit ¹³C-markierten internen PCB-Standards am Gaschromatograph-Massenspektrometer.

Ergebnisse und Diskussion

Die PCB-Partikeldeposition war auf allen außer einer Parzelle in 25 cm Höhe am höchsten und variierte zwischen 0,37 und 16,1 $\mu\text{g } \Sigma$ 32PCB m⁻² d⁻¹. Auf 10 von 17 Parzellen war sie in 80 cm (0,17-4,6 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) höher als in 160 cm (0,13-3,3 $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$; Abb. 1). Die PCB-Gasdeposition war auf 12 von 17 Parzellen in 25 cm am höchsten (1,5-75,6 ng d⁻¹). Auf 11 von 17 Parzellen war die Σ 32PCB der Gasdeposition in 80 cm Höhe (1,7-32,1 ng d⁻¹) höher als in 160 cm (1,5-21,4 ng d⁻¹) 86 bis 1201 $\mu\text{g kg}^{-1}$.

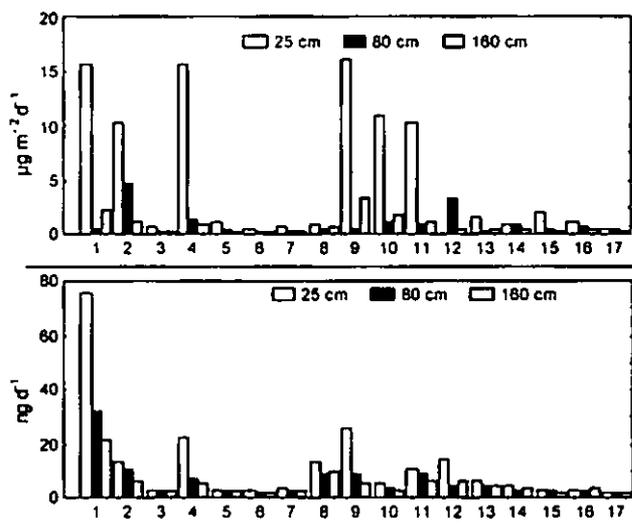


Abb. 1: Partikuläre (oben) bzw. gasförmige (unten) PCB-Deposition (Σ 32PCB) in drei Höhen über dem Boden auf den 17 Parzellen.

Zwischen der $\Sigma 32\text{PCB}$ im Boden und in der Partikeldeposition in 25 und 160 cm Höhe ergaben sich positive, nicht signifikante Korrelationen für die logarithmierten Daten ($r = 0,49$ für 25 cm und $r = 0,47$ für 160 cm), nicht jedoch für 80 cm Höhe ($r = 0,02$). Die $\Sigma 32\text{PCB}$ in der Gasdeposition nahm in allen drei Höhen signifikant mit steigender $\Sigma 32\text{PCB}$ im Boden zu ($r = 0,67$ für 25 cm, $r = 0,70$ für 80 cm und $r = 0,62$ für 160 cm für logarithmierte Daten).

Die Gesamtgehalte in den beprobten Früchten ($\Sigma 32\text{PCB}$ der vier Fraktionen Partikelphase, Wachsschicht, Frucht und Schale addiert) sind in Abb. 2 dargestellt. Die Gesamtgehalte waren im Allgemeinen am höchsten in den Johannisbeeren (im Mittel aller Parzellen $59 \pm$ Standardabweichung $100 \mu\text{g kg}^{-1}$). Tomaten ($10,3 \pm 9,9 \mu\text{g kg}^{-1}$) und Äpfel ($7,4 \pm 7,2 \mu\text{g kg}^{-1}$) wiesen nahezu vergleichbare Gehalte auf.

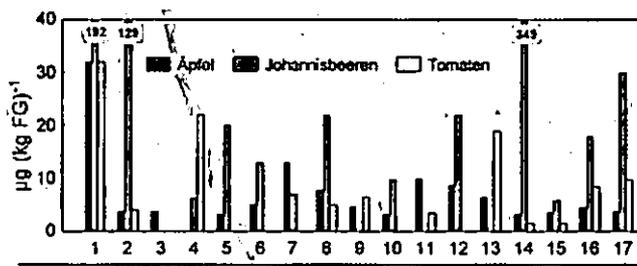


Abb. 2: Gesamtgehalte der PCB ($\Sigma 32\text{PCB}$) in den Früchten, bezogen auf das Frischgewicht (Summe der Fraktionen).

Eine Erklärung für die höheren Gehalte in den Johannisbeeren gegenüber den Tomaten und Äpfeln kann die höhere Oberfläche der Johannisbeeren ($0,67 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ gegenüber $0,10 \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$) sein. Dagegen scheint der Abstand zum Boden von untergeordneter Bedeutung für die PCB-Belastung zu sein, da in diesem Fall die Gehalte in der Reihenfolge Tomaten > Johannisbeeren > Äpfel abnehmen müssten.

In den Fraktionen der Äpfel nahmen die PCB-Gehalte auf den meisten Parzellen in der Reihenfolge Schale ($1,3-22 \mu\text{g } \Sigma 32\text{PCB kg}^{-1}$) > Wachsschicht ($0,4-9,2 \mu\text{g kg}^{-1}$) > Frucht ($0,1-0,95 \mu\text{g kg}^{-1}$) > Partikelphase ($0,01-0,4 \mu\text{g kg}^{-1}$) ab. In den Fraktionen der Tomaten wiesen meist Frucht+Schale die höchsten PCB-Gehalte auf ($0,76-26 \mu\text{g } \Sigma 32\text{PCB kg}^{-1}$), gefolgt von Wachsschicht ($0,1-4,7 \mu\text{g kg}^{-1}$) und Partikelphase ($0,04-13 \mu\text{g kg}^{-1}$). In den meisten der beprobten Johannisbeeren hatten Frucht+Schale die höchsten PCB-Gehalte ($3,9-181 \mu\text{g } \Sigma 32\text{PCB kg}^{-1}$), dagegen war für die PCB-Gehalte in der Wachsschicht ($0,2-22 \mu\text{g kg}^{-1}$) und der Partikelphase $0,3-154 \mu\text{g kg}^{-1}$) kein klarer Trend zu erkennen.

Die am höchsten belasteten Fraktionen waren in allen Früchten (Frucht+)Schale und Wachsschicht. Ein Teil der PCB diffundiert jedoch vermutlich aus der Wachsschicht

in tiefer gelegene Bereiche von Schale und z.T. Frucht. Trotz dieser Tendenz variierten die prozentualen Anteile der einzelnen Fraktionen am PCB-Gesamtgehalt zwischen den einzelnen Parzellen stark.

Die PCB-Gehalte in der Partikelphase aller Früchte zeigten keine signifikanten Korrelationen mit der PCB-Partikeldeposition in der jeweiligen Wuchshöhe (logarithmierte Daten). Somit konnte die Annahme nicht bestätigt werden, dass die Partikelphase der Früchte die Partikeldeposition widerspiegelt. Im Gegensatz zu den Passivsammlern, die die Partikeldeposition über den gesamten Probenahmezeitraum akkumulierten, wurden vermutlich die Partikel von der Oberfläche der Früchte durch Regen oder Wind wieder abgetragen, womit die PCB-Belastung der Partikelphase von den klimatischen Bedingungen unmittelbar vor der Ernte abhing und entsprechend variierte.

Die PCB-Gehalte in der Wachsschicht der Äpfel und Tomaten waren signifikant mit der PCB-Gasdeposition in der jeweiligen Wuchshöhe korreliert. Dies entspricht der Vorstellung, dass ein gasförmiger Eintrag von PCB in die lipophile Wachsschicht erfolgt, wie sie auch andere Autoren zeigen konnten (Lovett et al., 1997). Für die PCB-Gehalte in den Johannisbeeren konnte kein signifikanter Zusammenhang mit der PCB-Gasdeposition in 80 cm gefunden werden.

Schlussfolgerungen

Die hohe gemessene PCB-Deposition und die vertikalen Depositionsgradienten lassen den Schluss zu, dass die PCB-Bodenbelastung der Kleingartenanlage zu einer erhöhten PCB-Deposition auf den Parzellen führt, die auch in einer PCB-Belastung der angebauten Früchte resultiert. Allerdings sind die Zusammenhänge zwischen PCB-Bodengehalten bzw. PCB-Deposition und PCB-Gehalten in den Früchten nicht eng. Eine Vorhersage der Gehalte in den Früchten aus Bodengehalten ist mit einer großen Unsicherheit verbunden. Eine Ableitung von Maßnahmenwerten aus den Bodengehalten ist daher nicht möglich.

Dank

Wir danken dem Umweltamt des Bezirks Reinickendorf von Berlin für die Finanzierung.

Literatur

- Krauss, M. & W. Wilcke (2003): Environ. Pollut. 122, 75-89.
- Lovett, A., et al. (1997): Chemosphere 34, 1421-1436.
- Puri, R.K., et al. (1997): In: Wang, W., et al. (eds.): Plants for Environmental Studies. Lewis Publishers, Boca Raton, 481-513.
- Simonich, S.L. & R.A. Hites (1995): Environ. Sci. Technol. 29, 2905-2914.
- Smith, K.E.C. & K.C. Jones (2000): Sci. Tot. Environ 246, 207-236.
- Thomas, G.O., et al. (1998): Environ. Sci. Technol. 32, 936-942.

Bodenchemische Mechanismen der pflanzlichen Eisenakquisition

Stephan M. Krämer, Petra U. Reichard und Ruben Kretzschmar

Einleitung:

Pflanzlicher Eisenmangel ist ein landwirtschaftliches Problem in vielen Teilen der Welt. Diese Mangelerscheinung wird besonders in gut drainierten kalkhaltigen Böden beobachtet, die sich durch neutrale bis basische Boden pH Werte auszeichnen. In solchen Böden werden die gelösten Eisenkonzentrationen durch die niedrige Löslichkeit von Eisenoxiden im nanomolaren Bereich limitiert. Diese Eisenkonzentrationen sind um Größenordnungen geringer als die Konzentrationen, die in hydroponischen Kulturexperimenten zur Aufrechterhaltung der optimalen Eisenversorgung erforderlich sind (Marschner, 1995). Trotzdem gelingt es vielen Pflanzenarten dank effizienter Eisenaufnahmestrategien die Eisenversorgung auch in kalkhaltigen Böden sicherzustellen. So wurde eine besonders wirkungsvolle Eisenaufnahmestrategie bei eiseneffizienten Gramineae wie Gerste und Weizen identifiziert. Im Zentrum dieser so genannten Strategie II steht die Synthese von pflanzlichen Siderophoren bei Eisenmangel und deren Exudation in die Rhizosphäre (Römheld und Marschner, 1986). Siderophore sind organische Liganden mit hoher Affinität und Spezifität für die Bindung von Eisen(III). Die Ausscheidung der Siderophoren erfolgt meist in Schüben, die etwa zwei Stunden nach Sonnenaufgang einsetzen und für wenige Stunden andauern (Takagi et al., 1984). Eine wichtige Quelle für pflanzenverfügbares Eisen(III) in der Rhizosphäre sind Eisen(III)oxide. Neben Siderophoren werden bei Eisenmangel auch andere organische Liganden mit geringerer Affinität und Spezifität für Eisen von Strategie-II Pflanzen in die Bodenlösung abgegeben (Fan et al., 1997). Die grundlegende Hypothese der hier vorgestellten Arbeit ist dass pflanzliche Siderophore die Löslichkeit und die Auflösungsgeschwindigkeit von Eisenoxiden erhöhen (Abbildung 1).

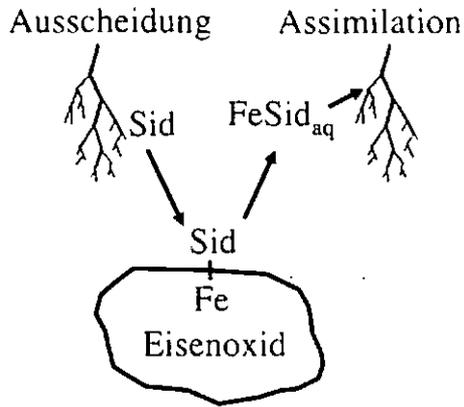


Abbildung 1: Strategie II Pflanzen (z.B. Weizen, Gerste) geben bei Eisenmangel Siderophore (Sid) in die Rhizosphäre ab. Siderophore erhöhen die Löslichkeit und Auflösungsgeschwindigkeit von Eisenoxiden. Gelöste Eisen-Siderophorenkomplexe (FeSid_{aq}) werden durch spezifische Transporter von der Pflanzenwurzel effizient aufgenommen.

Methoden:

Goethit (α -FeOOH) mit einer spezifischen Oberfläche (N_2 -BET) von $38 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ wurde synthetisiert und die Kristallstruktur wurde durch Pulverröntgendiffraktion bestätigt. Phytosiderophore wurden aus Wurzelexudaten von Weizenpflanzen (*Triticum aestivum* L. cv. Tamaro) isoliert. Die Pflanzen wurden in eisenfreien Nährlösungen (Hydrokultur) gezogen bis Anzeichen von Eisenmangelchlorose beobachtet wurden (ca. 14 Tage). Die Sammlung der Exudate und die Aufreinigung und Analyse von Phytosiderophore wurde nach der Methode von Neumann et al. (1999) durchgeführt. Die Struktur der aufgereinigten Phytosiderophore wurde durch $^1\text{H-NMR}$ und $^{13}\text{C-NMR}$ als 2'-deoxymugineinsäure (DMA) bestimmt. Das Produkt hat einen Reinheitsgrad von über 98 %.

Alle Adsorptions- und Auflösungsexperimente wurden in 0.01 M NaClO₄ und 0.005 M des pH Puffers MOPS (3-morpholinpropansulfonsäure) bei pH 8 durchgeführt. Adsorptionsisothermen wurden bei einer Feststoffkonzentration von 15 g L^{-1} und DMA Konzentrationen bis $700 \text{ }\mu\text{M}$ durchgeführt. Die Proben wurden nach einer Reaktionszeit von einer halben Stunde mit einem $0.025 \text{ }\mu\text{m}$ Zelluloseacetat-Membranfilter gefiltert. Phytosiderophore wurden durch HPLC mit Nachsäulenderivatisierung und fluorimetrischer Detektion quantitativ analysiert. Zwei Typen von Auflösungsexperimenten wurden durchgeführt: sog. Steady-state Experimente, bei denen eine konstante Siderophorenkonzentration vorlag und non-steady-state Experimente, bei denen anfänglich $100 \text{ }\mu\text{M}$

ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenchemie, CHN F21.1, ETH Zentrum, CH-8092 Zürich, Schweiz

e-mail: kraemer@env.ethz.ch

Oxalat vorlag und zu einem späteren Zeitpunkt DMA zugegeben wurde. Steady-state Experimente dienen zur genauen Messung von Auflösungsrate. Non-steady-state Experimente dienen zur Untersuchung des Einflusses der tageszeitlichen Exudationsschübe auf den Auflösungsmechanismus.

Ergebnisse und Diskussion:

Die Ergebnisse Auflösungsexperimente zeigen ein Ansteigen der Goethit Auflösungsrate mit zunehmender Phytosiderophorenkonzentration. **Abbildung 1** zeigt einen linearen Zusammenhang zwischen Auflösungsrate und adsorbierten DMA Konzentrationen.

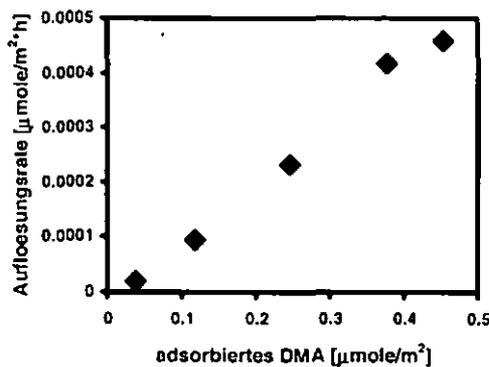


Abbildung 2: Goethit Auflösungsrate als Funktion der adsorbierten Phytosiderophorenkonzentration (DMA) bei pH 8.

Dieser Zusammenhang weist auf einen oberflächenkontrollierten Auflösungsmechanismus hin, der mit dem folgenden Ratengesetz beschrieben werden kann (Furrer und Stumm, 1986):

$$R_{\text{diss}} = k_L [L_{\text{ads}}]$$

mit R_{diss} : Auflösungsrate, k_L : Ratenkoeffizient und $[L_{\text{ads}}]$: adsorbierte Ligandenkonzentration. Der Ratenkoeffizient der DMA-kontrollierten Auflösung beträgt 0.0041 h^{-1} . **Abbildung 3** zeigt gelöste Eisenkonzentrationen als Funktion der Zeit in einem non-steady-state Experiment. Vor Zugabe von DMA enthielt die Suspension nur $100 \mu\text{M}$ Oxalat, ein organischer Ligand, der häufig in Böden beobachtet wird. Wegen seiner geringeren Affinität für Eisen kann Oxalat unter den gegebenen Bedingungen keine messbaren Eisenkonzentrationen lösen. Allerdings führt die Reaktion mit Oxalat zu der Bildung eines Vorrats an kinetisch labilem Eisen an der Oxidoberfläche.

Dieser Vorrat wird nach Zugabe der Phytosiderophoren in einer schnellen Auflösungsreaktion mobilisiert. Nachdem der Vorrat erschöpft ist, setzt eine langsame Auflösungsreaktion ein, deren Rate den steady-state Auflösungsrate entspricht. Die Existenz des kinetisch labilen Eisens wurde in Isotopenaustauschexperimenten (hier nicht gezeigt) bestätigt.

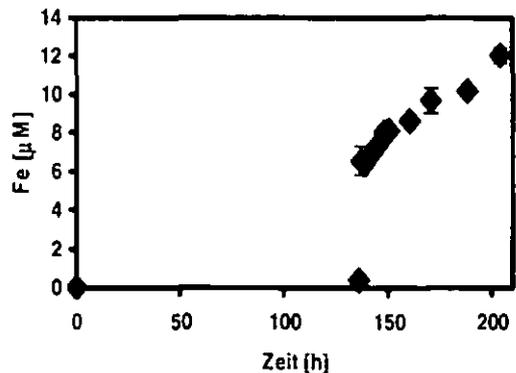


Abbildung 3: Schnelle Goethit Auflösung nach Zugabe von 3 mM DMA ($t = 136\text{h}$) in Gegenwart von $100 \mu\text{M}$ Oxalat bei pH 8.

Zusammenfassung:

Es konnte gezeigt werden, dass Phytosiderophoren die Lösungsgeschwindigkeit kristalliner Eisenoxide durch einen oberflächenkontrollierten Auflösungsmechanismus stark beschleunigen. Ausserdem wurde gezeigt, dass die tageszeitliche Exudation von Siderophoren schnelle Auflösungsreaktionen auslöst, die eine sehr effiziente Mobilisierung von bioverfügbarem Eisen ermöglicht.

Danksagung: Wir möchten Prof. Römheld und Dr. Neumann für ihre großzügige Unterstützung bei der Gewinnung und Analyse von Phytosiderophoren herzlich Danken.

Ausgewählte Literatur:

Fan, T.W.M.; Lane, A.N.; Pedler, J.; Crowley, D.; Higashi, R.M. Comprehensive analysis of organic ligands in whole root exudates using NMR and GCMS (1997) *Anal. Biochem.* 251, 57-68.
 Neumann, G.; Haake, C.; Römheld, V. Improved HPLC method for determination of phytosiderophores in root washings and tissue extracts(1999) *J. Plant Nutr.* 22, 1389-1402.
 Römheld, V; Marschner, H. Evidence for a specific uptake system for Fe-phytosiderophores in roots of grasses (1986) *Plant Physiol.* 80, 175-180.
 Takagi, S.; Nomoto, K.; Takemoto, T. Physiological aspect of mugineic acid, a possible phytosiderophore of graminaceous plants (1984) *J. Plant Nutr.* 7, 469-477.

EINTRAG VON HCHs, DDT UND PCBs IN AUENBÖDEN DER ELBE INFOLGE VON REGELMÄßIGEN HOCHWASSEREREIGNISSEN

I. LOBE & W. V. TÜMPLING JR.

Einleitung

Im Rahmen des EU-Projektes AquaTerra (2004 bis 2007) wird im Sub-Projekt „BASIN Elbe“ der Eintrag organischer Schadstoffe sowie deren Verhalten in den Auenböden untersucht. Regelmäßige Überflutungen der Auen können zu einer Ablagerung von remobilisiertem belasteten Sediment führen. Dies ist auch vor dem Hintergrund von ansteigenden HCH-Werten in Fischen der Mulde in den Jahren 2003 und 2004 (Untersuchungen des Umweltbundesamtes), die z.Z. durch die Presse gehen, zu sehen.

Fragestellung

- Wie hoch sind die Einträge von Sediment in die Auen in Abhängigkeit von der Morphologie?
- Wie hoch ist die Belastung der eingetragenen Sedimente und welche Auswirkung hat dies auf die Belastung der Auenböden?

Material und Methoden

Mittels Sedimentfallen, die die natürliche Grasoberfläche des Bodens simulieren, wurde der Eintrag an Hochflutsedimenten (HFS) ermittelt. In den ausgespülten und getrockneten Sedimenten wurden die Konzentrationen von HCHs, DDX (DDT und Metabolite) und PCBs bestimmt. Parallel dazu wurden Proben der standort-spezifischen Auenböden (0-20 cm) in 5 cm Tiefenstufen analysiert.

Die Boden- bzw. Sedimentproben wurden feucht (gefroren gelagert) bzw. luftgetrocknet mittels Soxhlett extrahiert (Hexan:Aceton = 2:1), über Na₂SO₄ getrocknet, über eine Säure-Base-Silica-Säule aufgereinigt und mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie (VARIAN 1200 GC-MS Triple Quadrupole, EI-Modus) gemessen. Die Quantifizierung erfolgte über ¹³C-markierte PCB, ¹³C-4,4'-DDT und D6- α -HCH als interne Standards.

Standort	N°	O°	Position
Pistany PI	50,51785	14,07217	Senke
Muldenstein MS P2	51,65688	12,33029	Terrasse
Muldenstein MS P9	51,65505	12,32373	Senke
Spittelwasser SW	51,68907	12,28977	Senke
Breitenhagen BH	51,94584	11,92901	Plateau
Saale SA	51,93285	11,87774	Terrasse
Schönberg SD	52,90562	11,87090	Flutrinne

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department für Fließgewässerökologie, Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg

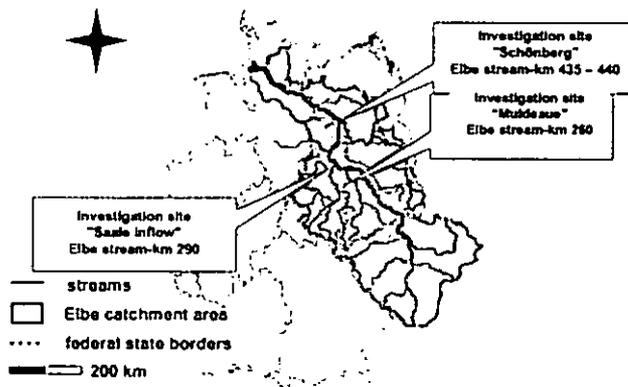


Abb. 1: Lage der Standorte im Elbe-Einzugsgebiet.

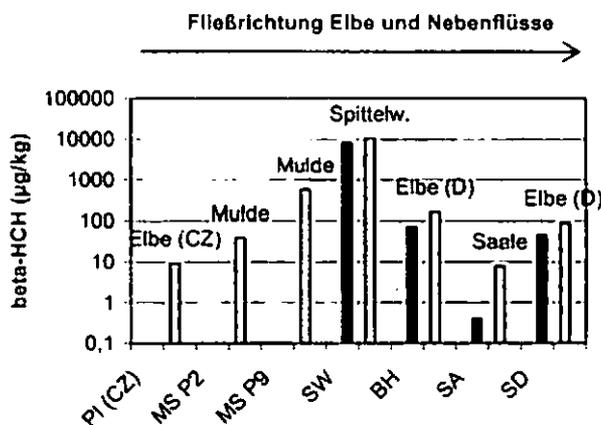


Abb. 2: β -HCH-Konzentrationen in Hochflutsedimenten (HFS; schwarz) und Auenböden (0-5 cm; grau) in logarithmischer Skalierung (erste Ergebnisse).

Ergebnisse und Diskussion

- Der Eintrag von Sedimenten mit dem Hochwasser im März 2005/ bzw. April 2005 betrug am Standort Schönberg 42 / 492 g/m², am Standort Breitenhagen 1990 / 2383 g/m², am Standort Saale 1715 / 2711 g/m², am Standort Spittelwasser 1077 / 1121 g/m² und am Standort Muldenstein P2 552 g/m² (April 2005).
- Mit zunehmender Entfernung der Standorte vom Vorfluter bzw. der Fließstrecke in einer Flutrinne nehmen die Sedimenteinträge wie erwartet ab, ebenso auf Plateaustandorten.
- Am tschechischen Standort und oberhalb des Spittelwasserzuflusses (Muldenstein) in die Mulde ist die Belastung mit β -HCH gering.
- Sehr hohe Werte von β -HCH zeigen sich am Standort Spittelwasser (> 2000 μ g/kg).
- Nach dem Zufluss der Mulde in die Elbe zeigen sich vermutlich aufgrund des Verdünnungseffektes der Elbe am Standort Breitenhagen niedrigere Werte von β -HCH als im Spittelwasser, aber gegenüber der Oberläufe von Elbe und Mulde erhöhte Werte.
- Zum Standort Schönberg hin nehmen die Konzentrationen an β -HCH ab, was u.a. auf einen Verdünnungseffekt durch die mit β -HCH gering belastete Saale zurückzuführen ist.

- Die bisher untersuchten Hochflutsedimente der Elbe, Saale und des Spittelwassers zeigen jeweils geringere Belastungen an HCHs, DDX und PCBs als die oberen Bodenhorizonte.

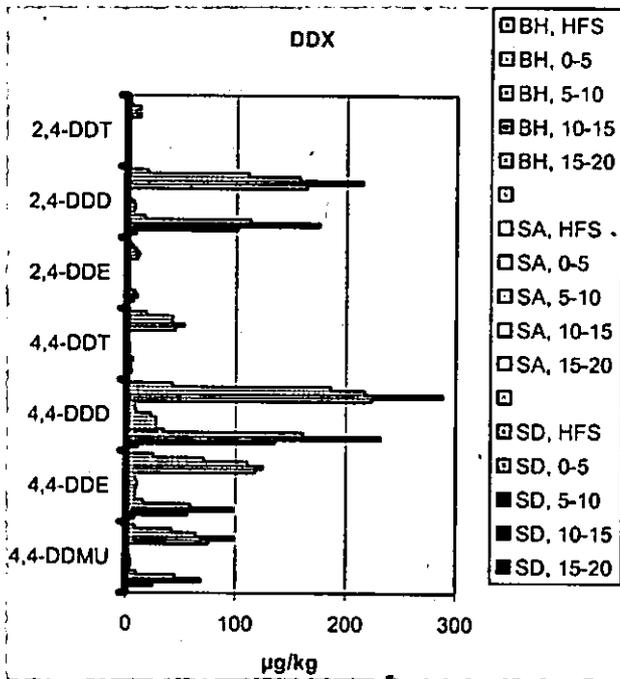


Abb. 3: Konzentrationen von DDT und seinen Metaboliten in Sedimenten (HFS) und in den obersten 20 cm der Auenböden an drei Standorten.

- Auch für DDT und seine Metabolite nehmen die Konzentrationen in den Auenböden nach dem Zufluss der Saale ab.
- Die Konzentrationen von DDT sind geringer als die der Metabolite, was auf eine fortgeschrittene Umwandlung des DDT zu den Metaboliten hindeutet.
- Das Maximum der DDT-Metabolitkonzentrationen stellt das DDD dar mit abnehmenden Konzentrationen zum DDMU hin.

Schlußfolgerungen

- Der Eintrag von HCHs, DDX und PCBs über die Sedimente in die Auenböden ist geringer als die Belastung der untersuchten Auenböden selbst und führt zu einem Verdünnungseffekt.
- Im Spittelwasser reicht die Belastung der Sedimente mit HCH jedoch nahe an die des Bodens heran und kommt in den Bereich der Prüfwerte für HCH (BBodSchV, 1999).
- Für die Elbe liegen die Werte in den Sedimenten unter den Grenzwerten für Böden.
- Die Belastung aller Standorte mit PCB (Daten nicht dargestellt) liegt unterhalb des Maßnahmenwertes von 200 µg/kg (Σ PCB 28, 52, 101, 138, 153, 180), erreicht aber teilweise den Vorsorgewert von 50 (< 8 % C_{org}) bzw. 100 µg/kg (> 8 % C_{org} ; BBodSchV, 1999).

Literatur

BBodSchV (1999): Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.7.1999, BGBl I, S. 1554.

Dank

Wir danken der EU für die finanzielle Unterstützung im Rahmen von AquaTerra (Contract No. 505428 (GOCE)). Für die Mitarbeit im Labor danken wir Ines Locker.

EXTRACTABILITY OF SOME POLLUTING ELEMENTS IN EGYPTIAN SOILS WITH SPECIAL REFERENCE TO EXTRACTION METHODS

Mashali, S.*; A.M. Abou El-Kheir*; C. Ahl** and K.W. Becker**

ABSTRACT

A laboratory study was conducted at Soil Institute of Göttingen University (Germany), to evaluate four different chemical methods in extracting cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), nickel (Ni) and zinc (Zn) of some Egyptian soils with wide range in their properties.

The using methods were mixture of hydrofluoric acid plus perchloric acid (HF), aqua regia (AR), ammonium nitrate (AN) and water extraction (WE).

The values of Cd, Co, Cr, Cu, Ni and Zn extracted by HF method ranged from 0.01-0.06, 3-46, 21-157, 7-126, 6-115 and 8-103 mg/kg. On the other side, using AR extracted less amounts compared to HF method but Cd element was not detected by AR method.

Ammonium nitrate method failed to extract any amounts of soil Cd, Cu and Zn, but water extraction was an effective to extract labile pool of heavy metals in our soils. The results indicated that the alluvial clay soils of North Nile Delta contain high amounts of Co, Cr, Cu, Ni and Zn and the lowest amount of Cd. On the base of extraction method, not all could be successfully used in pollution studies in Egyptian soils which varied in clay content, salinity and carbonate content.

Key words: Soil extraction, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Zn, HF, aqua regia, ammonium nitrate, water extraction.

INTRODUCTION

The availability to plants of heavy metals varies greatly and from point of view, in the environmental research, it is important to study the easily mobile fraction of the heavy metals in soils, their reserves and also the factors governing their mobility and availability.

Numerous investigators of Egypt have used different chemical reagents to assess the availability of heavy metals in alkaline soils. Some of the recommended were a specific extracting solutions for a specific element, while others were a general extracting solutions for more than one element, (Tantawy, 1996, El-Sayed, 2002, Abou El-Kheir, 2003 and Shaheen, 2005). They realized that aqua regia (Cottenie *et al.*, 1982) and Diethylenetriaminepentaacetic acid, DTPA (Lindsay and Norvell, 1978) could be as useful as an extractants for total and available amounts of numerous heavy metals, respectively.

Therefore, the aims of this study were to: (i) compare HF and AR extraction method for total content of heavy metals, (ii) evaluate the ammonium nitrate and water extraction in extracting available and soluble amounts of

Cd, Co, Cr, Cu, Ni and Zn from soils of different origin, and (ii) shed light on the relationship between extraction methods and some soil properties.

MATERIALS AND METHODS

Surface (0-30 cm) and subsurface (30-60 cm) soil samples were collected from 8 locations of Nile Delta representing different area and depends on its variation in origin and soil properties (Fig. 1) according to the methods outlined by Page (1994). Some of soil characteristics were measured at Faculty of Agric., in Kafr El-Sheikh (Egypt) and the others besides heavy metal extractions at Soil Institute in Göttingen (Germany).

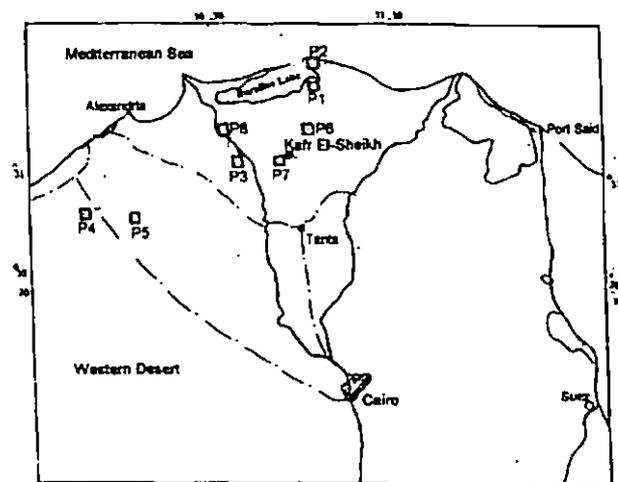


Fig. (1): Sites of the studied soil profiles

The ranges of chemical and physical properties of these soils were: 34-98% sand + silt, 2-66% clay, 1-37% CaCO₃, 0.2-3% OM, 0.01-3% sulfur, CEC of 2-52 cmol/kg & soil salinity of 2-14 dS/m and pH of 7.90-8.99. Four different extractants were used for heavy metals extractability based on the recommended methods for soils with alkaline pH and suitable methods -as much as- for extracting large number of heavy metals as follows:

1. Mixture of HF + HClO₄ acid (Page, 1994), which destroys all silicates and organic substances and liberates heavy metals.
2. Aqua regia method (Cottenie *et al.*, 1982), which gives more than available amounts and determines what can be add of heavy metals to soil without its contamination.
3. Ammonium nitrate (1 M and neutral pH) method may be used to determination the mobile fraction of some heavy metals and used in German laboratories (Vandecaveye *et al.*, 1936).
4. Water extraction (1: 10 soil/water ratio) method which extracts water soluble fraction and some of labile pool (Pag, 1994).

The content of Cd, Co, Cr, Cu, Ni and Zn in all soil samples were extracted and the concentration of these metals was measured in the soil extracts using Atomic Absorption Spectrometer (AAS). The statistical analysis of data was made using standard methods.

RESULTS AND DISCUSSION

Table 1 shows the results obtained of four extraction methods. All methods successfully extracted soil Co, Cr

* Prof. Dr. Samir Mashali
Soil Sci. Dept., Faculty of Agric., Tanta Univ.,
33516-Kafr El-Sheikh
e-mail: smashali@yahoo.com.
** Bodenkunde Institut, Goettingen Univ.,
Von Siebold Str. 4
37075-Göttingen

Modellierung der pH-Pufferung und des Kationen- und Schwermetalltransportes unter ungesättigten Bedingungen

Kerstin Michel*, Bernard Ludwig

Einleitung und Problemstellung

Untersuchungen zum Verhalten von Nähr- und Schadstoffen erfordern, dass Veränderungen in der Sickerwasserzusammensetzung mit der Tiefe exakt abgeschätzt werden können. Geochemische Modelle können das Verständnis dieser Zusammenhänge verbessern. Ziel der vorliegenden Studie war daher, zu überprüfen, ob die Reaktionen, die im Modell PHREEQC2 berücksichtigt werden, geeignet sind, die pH-Pufferung und den Transport der Hauptkationen und von ausgewählten Schwermetallen unter ungesättigten Bedingungen vorherzusagen.

Säulenexperimente

Ungestörte Säulen (Unterboden) eines sandigen Podsoles und gepackte Säulen eines kalkhaltigen Sedimentes (jeweils $n = 12$) wurden in einer automatisierten Mikrokosmenanlage bei 8 °C zwei Jahre lang täglich mit 4 mm beregnet. Als Lösungen wurden eingesetzt: (i) 1 mM HCl (pH-Pufferexperiment), (ii) 1 mM CaCl_2 mit Schwermetallkonzentrationen zwischen 0.1 und 1 mg L^{-1} (4.8 $\mu\text{M Pb}$, 19.2 $\mu\text{M Cr(III)}$, 18.7 $\mu\text{M Cu}$, 8.5 $\mu\text{M Ni}$, 0.9 $\mu\text{M Cd}$; pH 4.3) (SM_1) und (iii) 1 mM CaCl_2 mit Schwermetallkonzentrationen zwischen 0.3 und 3 mg L^{-1} (14.5 $\mu\text{M Pb}$, 57.7 $\mu\text{M Cr(III)}$, 56.0 $\mu\text{M Cu}$, 25.5 $\mu\text{M Ni}$, 2.7 $\mu\text{M Cd}$; pH 4.0) (SM_2).

Lösungsextraktion erfolgte durch Anlegen eines permanenten Unterdruckes (100 mbar). Nach Filtration (0.45 μm) wurden in den Extrakten der pH-Wert, die Cl-, Na-, K-, Mg-, Ca-, Al-, Cd-, Cr(III)-, Cu-, Ni- und Pb-Konzentrationen gemessen.

Modellierung mit PHREEQC

Das Modell PHREEQC (Parkhurst & Appelo 1999), das die Advektions-Dispersions-Gleichung berücksichtigt, wurde eingesetzt, um eindimensionalen Transport zu berechnen. Zur Definierung der Kationenaustauschkoeffizienten diente der Gaines-Thomas-Formalismus. Das Modell berücksichtigte die folgenden Ionen: H^+ , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , Cl^- , CO_3^{2-} , Cr^{2+} , Cr^{3+} , Cr^{6+} , Ni^{2+} , Cd^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} und Al^{3+} .

Die initialen Werte des Modells waren pH-Wert, Gesamtelementkonzentrationen in Lösung, Kationenaustauschkapazität und Kationenaustauschkoeffizienten.

Das Parameteroptimierungsprogramm PEST wurde dazu verwendet, die Löslichkeitsprodukte, die Kationenaustauschkoeffizienten, die Konstanten der Langmuir-Isothermen zur Modellierung des Schwermetalltransportes und - nur für das Sediment - den CO_2 -Partialdruck zu optimieren. Zur Kalibrierung wurde das SM_2 -Experiment herangezogen, Vorhersagen wurden für das pH-Pufferexperiment und die Variante SM_1 gemacht.

Ergebnisse und Diskussion

Sandiger Podsol

Die pH-Werte der Perkolate schwankten zwischen 4.1 und 5.3 in denen beiden SM-Experimenten und zwischen 4.1 und 5.1 bei Beregnung mit 1 mM HCl (Abb. 1).

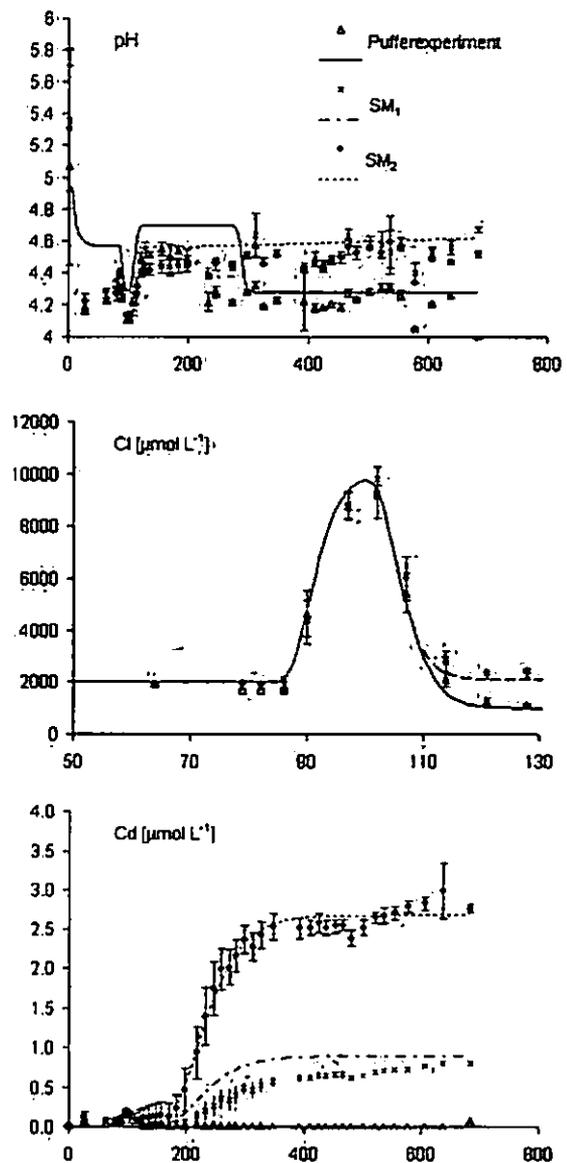


Abb. 1 Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) pH-Werte, Cl- und Cd-Konzentrationen in Lösung für den sandigen Podsol. Bei den Messwerten handelt es sich um Mittelwerte ($n = 4$) mit Standardabweichung.

Die steigenden Al-Konzentrationen im Perkolat der Säulen des pH-Pufferexperimentes wiesen daraufhin, dass wahrscheinlich die Auflösung von Gibbsit der wichtigste pH-Puffermechanismus im Podsol war. Die Schwermetalle Pb, Cu und Cr zeigten eine starke Retention in den Säulen, wohingegen für Cd (Abb. 1) und Ni eine hohe Mobilität zu beobachten war.

Durch das Modell PHREEQC2 wurden die pH-Werte und die Kationenkonzentrationen gut beschrieben (SM₂) und vorhergesagt (pH-Pufferung; Abb. 1a). Dies zeigt, dass die wichtigsten pH-Pufferprozesse quantitativ berücksichtigt wurden. Die Ni- und Cd-Konzentrationen konnten durch Langmuir-Isothermen beschrieben (SM₂) bzw. vorhergesagt werden (SM₁) (Abb. 1).

Kalkhaltiges Sediment

Für alle drei Experimente lagen die pH-Werte im Carbonatpufferbereich (Abb. 2).

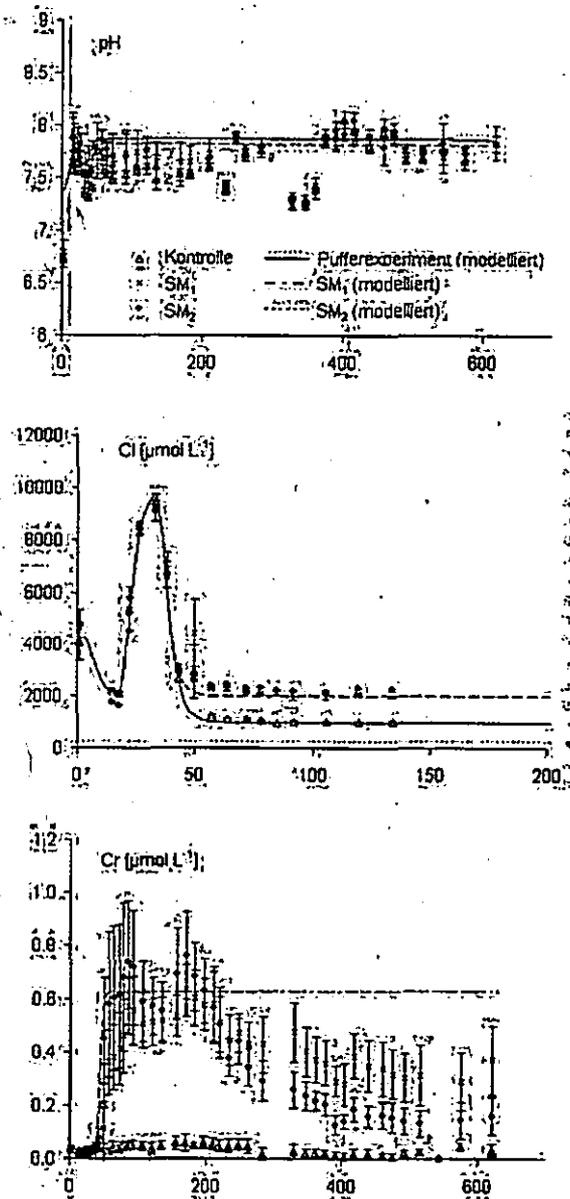


Abb. 2 Gemessene (Symbole) und modellierte (Linien) pH-Werte, Cl- und Cr-Konzentrationen in Lösung für das kalkhaltige Sediment. Bei den Messwerten handelt es sich um Mittelwerte ($n = 4$) mit Standardabweichung.

Für die Lösungskonzentrationen von Pb, Cu, Ni und Cr zeigten sich keine signifikanten Unterschiede zwischen dem pH-Pufferexperiment, der Variante SM₁ und der Variante SM₂. Die Cr-Konzentrationen wies nach einer Versuchsdauer von 163 Tagen ein Maximum auf, auf das eine kontinuierliche Abnahme folgte (Abb. 2).

Analog zum Podsol war PHREEQC2 in der Lage, die pH-Werte und Kationenkonzentrationen für das Sediment zu beschreiben (SM₂) und vorherzusagen (pH-Pufferexperiment, SM₁). Eine Überschätzung zeigte sich lediglich für die Cr-Konzentrationen (Abb. 2). Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass im Modell die Alterung von Cr(OH)₃ nicht berücksichtigt wird.

Schlussfolgerung

PHREEQC2 ist in Kombination mit dem Parameteroptimierungsprogramm PEST gut geeignet, die Konzentrationen der Hauptkationen und von Schwermetallen im Sickerwasser nach Kalibrierung vorherzusagen.

Danksagung

Die vorliegende Arbeit wurde vom BMBF (Projekt Sickerwasserprognose) gefördert.

Literatur

- Michel, K. & Ludwig, B. (2005): Modelling of seepage water composition from experiments with an acid soil and a calcareous sediment. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, im Druck.
- Parkhurst, D.L. & Appelo, C.A.J. (1999): User's Guide to PHREEQC Version 2 – A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Water Resources Investigations Report 99-4259, US Geological Survey, Lakewood, CO.

Sorption/Desorption des Toxins aus *Bacillus thuringiensis* (Cry1Ab) in Böden unter Berücksichtigung bodenchemischer Parameter

Sibylle Pagel-Wieder¹, Frank Gessler¹,
Jürgen Niemeier¹ & Dietmar Schröder²

1 Einleitung

Die in der Literatur beschriebenen Untersuchungen zum Verhalten des Toxins aus *Bacillus thuringiensis* (Bt-Toxin) haben gezeigt, dass das Bt-Toxin aus Bt-Mais über Ernterückstände und Wurzelexsudate in den Boden gelangt (Saxena & Stotzky, 2000) und dort an Bodenpartikeln sorbiert (Venkateswerlu & Stotzky, 1992). Durch die Sorption wird der mikrobiologische Abbau des Bt-Toxins gehemmt, so dass die insektizide Wirkung des Bt-Toxins erhalten bleibt (Koskella & Stotzky, 1997). Diese insektizide Wirkung könnte möglicherweise Auswirkungen auf saugende und beißende Insekten haben, die in Böden für den Streuabbau und daraus folgend für die Humusbildung verantwortlich sind. Daher war das Ziel dieses Forschungsvorhabens, die abiotischen Sorptionsprozesse sowie die Desorption des Bt-Toxins aus Bt-Mais in den Böden der Freisetzungsflächen näher zu erfassen und Rückschlüsse auf das Sorptionsverhalten der Böden unter Berücksichtigung bodenchemischer Parameter der Standorte zu ziehen.

2 Material und Methoden

Für die Untersuchungen der Sorption an den Tonfraktionen der Böden wurden Mischproben in den Tiefen von 0 – 30 cm und von 40 – 60 cm auf den Versuchsstandorten entnommen.

Standort A: Parabraunerde-Tschernosem

Standort B: Parabraunerde-Pseudogley

Standort C: Braunerde-Pseudogley

Nachdem die Proben luftgetrocknet und < 2 mm gesiebt wurden, erfolgte die Dispergierung der Proben in destilliertem Wasser mit Ultraschall. Die Tonfraktionen wurden durch Sedimentation gewonnen und anschließend gefriergetrocknet.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff in der Fraktion < 2 µm wurde durch Verbrennung im Sauerstoffstrom ermittelt. Die Quantifizierung der Oberflächenladung erfolgte durch Titration eines Polyelektrolyten mit Hilfe eines *Particle Charge Detectors* (PCD, Fa. Mütec), welcher mit einer automatischen Titrationseinheit (Mettler Toledo DL 25) verbunden ist (Böckenhoff & Fischer, 2001). Die Bestimmung der spezifischen äußeren Oberfläche (SSA) erfolgte mittels BET.

Zur Aufnahme der Sorptionsisothermen an den Tonfraktionen der Freisetzungsböden wurden jeweils 10 mg Probe (zugegeben als dispergierte, sterilisierte Tonsuspension) mit 1 mL Bt-Toxin-Lösung steigender Konzentrationen (0 – 80 ng·mL⁻¹) in 1.5 mL-Reagiergefäßen versetzt. Die Suspensionen wurden 30 Minuten geschüttelt und anschließend zentrifugiert. Die Bt-Toxinkonzentrationen der Ausgangs- und der Gleichgewichtslösungen wurden mittels ELISA (*enzyme-linked immunosorbant assay*) gemessen. Aus der Differenz der Bt-Toxinkonzentrationen in den jeweiligen Lösungen erfolgte die Kalkulation der Sorption von Bt-Toxin an den Proben. Unter Verwendung der Reaktionsmedien H₂O, CaCl₂ und DOM (*dissolved organic matter*) wurden die Untersuchungen zur Desorption von Bt-Toxin an allen Proben der 3 Standorte an nur einem Sorptionspunkt durchgeführt. Vorab erfolgte die Sorption von Bt-Toxin an den Fraktionen nach dem oben beschriebenen Verfahren. In Parallelansätzen wurden die Proben anschließend mit den verschiedenen Reaktionsmedien versetzt, wiederum 0.5 h geschüttelt und zentrifugiert. In den Überständen erfolgten erneut die Messungen von Bt-Toxin. Die Desorption bezieht sich auf 100 % Sorption von Bt-Toxin der entsprechenden Probe.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Sorption von Bt-Toxin an den Tonfraktionen der Böden lässt sich mit einer linearen Isotherme ($X_s = k \cdot X_{l1}$) beschreiben (Pagel-Wieder et al., 2004), die bei sehr geringen Adsorptkonzentrationen ihren Gültigkeitsbereich findet.

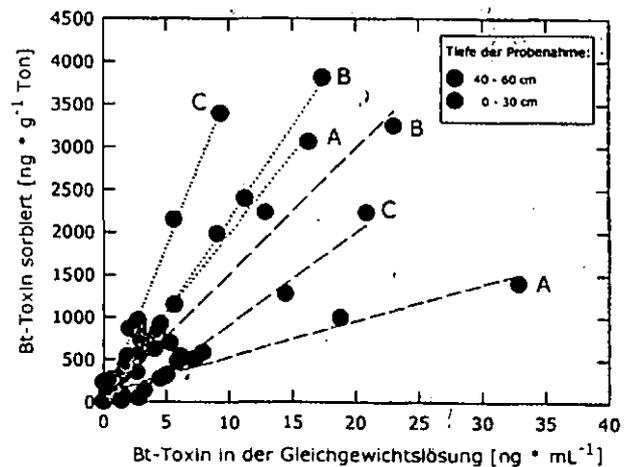


Abb. 1: Sorption von Bt-Toxin an der Tonfraktion

Die Sorptionsisothermen, die an den Proben der Untersuchungsstandorte aufgenommen wurden, (Abb.1.) zeigen grundsätzlich einen ähnlichen Verlauf. Jedoch sind Unterschiede in den Sorptionskoeffizienten *k* erkennbar (siehe Tabelle).

Standort	Sorptionkoeffizient <i>k</i>	
	0 – 30 cm	40 – 60 cm
A	47.74	197.76
B	149.79	215.41
C	95.57	366.67

¹Institut für angewandte Biotechnologie der Tropen an der Universität Göttingen, Kellnerweg 6, 37077 Göttingen

²Universität Trier, FB VI Abteilung Bodenkunde, 54286 Trier

*e-mail: spagel@gwdg.de

Die Tonfraktionen der Unterböden zeigen mit geringen Gehalten an organischer Substanz hohe Sorptionskoeffizienten (Abb. 2). Eine mögliche Erklärung dafür wäre, dass Mikroporen durch die organische Substanz verschlossen und somit die Oberflächen innerhalb der Poren für das Bt-Toxin nicht zugänglich sind. Weiterhin stellen die Oberflächen der organischen Substanz möglicherweise nur begrenzte Bindungsplätze für das Bt-Toxin zur Verfügung.

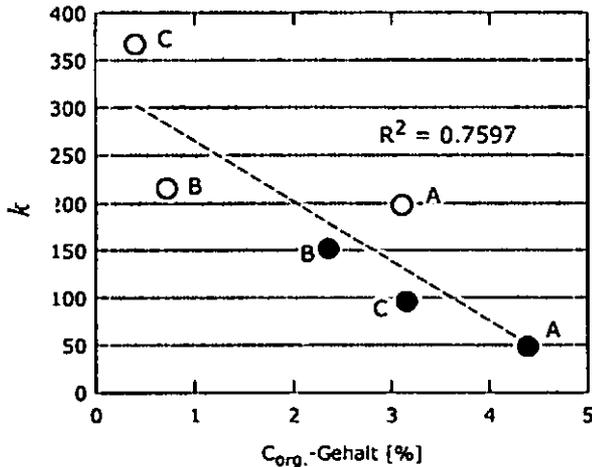


Abb. 2: Einfluss der C_{org}-Gehalte auf die Sorption

Eine Abnahme der negativen Oberflächenladung hat eine höhere Sorption von Bt-Toxin an den Oberflächen der Bodenpartikel zur Folge (Abb. 3).

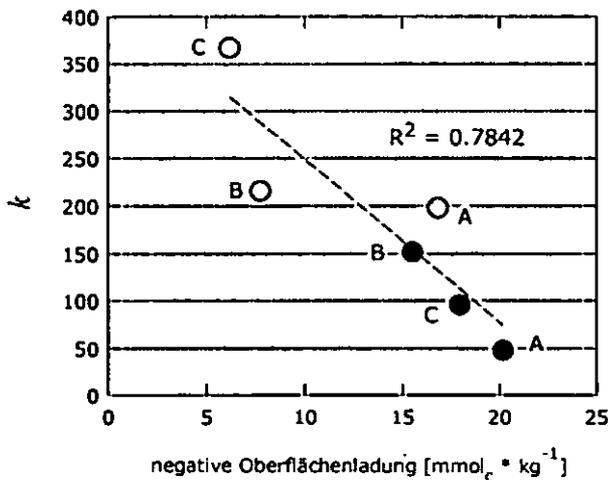


Abb. 3: Einfluss der Oberflächenladung auf die Sorption

Die Böden der Untersuchungsstandorte haben sich aus Löss bzw. Sandlöss gebildet und sind durch neutrale pH-Werte gekennzeichnet. Bei einem pH-Wert von 7 überwiegt die negative Ladung des Bt-Toxins, da der isoelektrische Punkt des Toxins zwischen pH 4.5 und pH 5.5 liegt. Somit ist die Abstoßung der Festphase und dem Molekül gering, wenn die negative Oberflächenladung der Partikel sinkt.

Die Sorption von Bt-Toxin steigt, wenn die spezifische äußere Oberfläche der Bodenpartikel zunimmt, da aufgrund der größeren Oberfläche mehr Bindungsplätze für die Sorption des Bt-Toxins zur Verfügung stehen (Abb. 4).

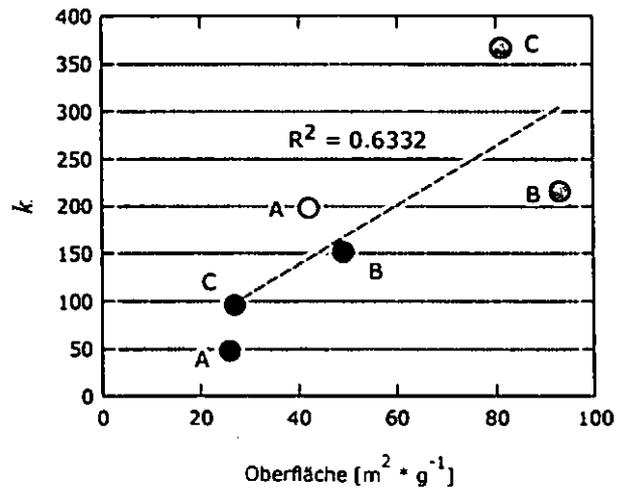


Abb. 4: Einfluss der spez. Oberfläche auf die Sorption

Die Tonfraktionen der Oberböden zeigen nur eine geringe bis keine Desorption von Bt-Toxin nach Zugabe von Wasser (Abb. 5). Jedoch ist die Desorption von Bt-Toxin in den Proben der Unterböden nach Zugabe von Wasser höher. Möglicherweise ist das Bt-Toxin nach der Sorption in den Proben der Oberböden in die organische Substanz inkludiert, so dass eine Desorption mit Wasser nicht stattfinden kann.

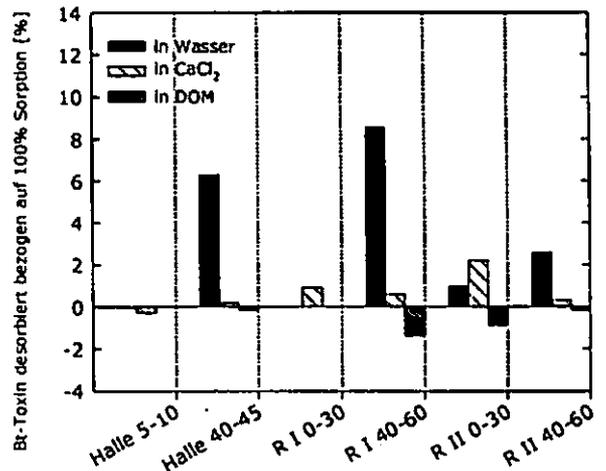


Abb. 5: Desorption von Bt-Toxin

CaCl₂ und DOM wirken aggregierend, so dass nach Zugabe dieser Reaktionsmedien die Desorption geringer ist als in Wasser, da das Bt-Toxin in die Aggregate während der erneuten Gleichgewichtseinstellung eingeschlossen wird.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen FKZ 0312631H gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

Koskella, J. & G. Stotzky (1997): Microbial utilization of free and clay-bound insecticidal toxins from *Bacillus thuringiensis* and their retention of insecticidal activity after incubation with microbes. *FEMS Microbiol. Ecology* 33, 35-39.
 Böckenhoff, K. & W. R. Fischer (2001): Determination of electrokinetic charge with a particle-charge-detector, and its relationship to the total charge. *Fresenius Journal of the Analytical Chemistry* 371 (1), 670-674.
 Pagel-Wieder, S., F. Gessler, J. Niemeyer & D. Schröder (2004): Adsorption of *Bacillus thuringiensis* toxin (Cry1Ab) on Na-montmorillonite and on the clay fractions of different soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167, 1-5.
 Saxena, D. & G. Stotzky (2000): Insecticidal toxin from *Bacillus thuringiensis* is released from roots of transgenic Bt corn *in vitro* and *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry* 33, 1225-1230.
 Venkateswerlu, G. & G. Stotzky (1992): Binding of the protoxin and toxin of *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* on clay minerals. *Current Microbiology* 25, 225-233.

Ein neuartiger Ansatz zur Kombination von Response Funktionen in der mathematischen Modellierung

C. Florian Stange ^{1,2}

Zur mathematischen Modellierung der Stoffhaushalte in Böden ist es notwendig nicht nur die Transportprozesse exakt zu beschreiben, sondern auch die Umformungsprozesse. Diese sind in der Regel durch mehrere Einflüsse (z. B. Temperatur, Bodenfeuchte, Substrat) determiniert, sodass die einzelnen Responsefunktionen miteinander verknüpft werden müssen. Dazu werden in der Literatur bisher hauptsächlich zwei Ansätze genutzt:

Der multiplikative Ansatz und der Minimumsansatz.

Der am häufigsten verwendete Ansatz geht von untereinander unabhängigen Faktoren aus, so dass die Responsefunktionen einfach multipliziert werden können. Einige recht aufwendige Untersuchungen (Kowalenko and Cameron (1976), Goncalves and Carlyle (1994), Zak et al. (1999), Knoepp and Swank (2002), Maag and Vinther (1996), Zak et al. (1999)) haben jedoch gezeigt, dass Bodenfeuchte und Temperatur interagieren und nicht unabhängig sind.

Der zweite Ansatz basiert auf dem Minimumsgesetz von von Liebig (1840), wobei hier nur der Einflussfaktor der minimal ist, auf die Umsatzrate wirkt. Der Ansatz von Liebig führt jedoch zu Unstetigkeiten wenn der minimale Faktor wechselt und kann daher zu Schwierigkeiten bei der numerischen Lösung der Modelle führen. Auch kann der Minimumsansatz gemessene Daten nicht immer hinreichend erklären.

Der neue Ansatz verbindet die beiden zuvor erwähnten Ansätze indem er die Kehrwerte der einzelnen Funktionen addiert und aus der Summe wiederum den Kehrwert bildet (Stange, 2005).

Die Multiplikation mit der Anzahl der verwendeten Responsefunktionen führt zu einer Normierung auf den Wertebereich der Responsefunktionen (normalerweise im Bereich 0-1). Mathematisch lässt sich der Ansatz in der verallgemeinerten Form wie folgt ausdrücken:

$$R(x_1, \dots, x_n) = R_{\max} \frac{\sum_{i=1}^n a_i}{\sum_{i=1}^n \frac{a_i}{f_i(x_i)}}$$

Mit $x_1 \dots x_n$ berücksichtigte Faktoren, R_{\max} der maximalen Umsatzrate, n Anzahl der berücksichtigten Prozesse, a_i Gewichtungsfaktoren der einzelnen Prozesse, $f_i(x_i)$ einzelnen Responsefunktionen.

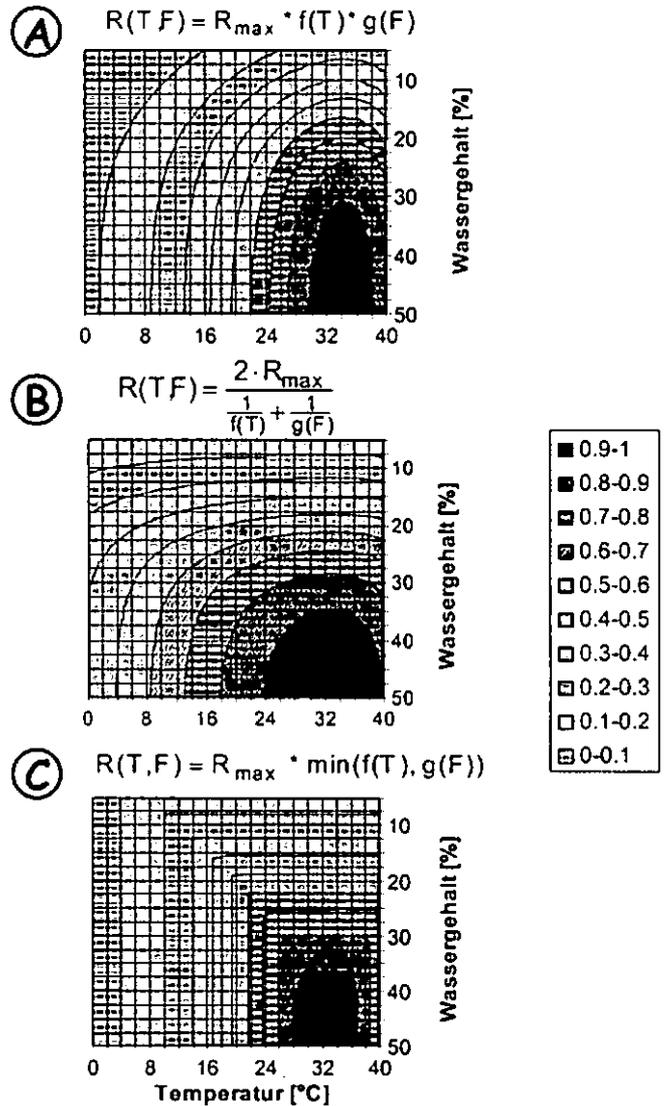


Abb. 1: Temperatur- und Feuchteeinfluss auf die Netto-N-Mineralisation für die drei verschiedenen Ansätze A multiplikativer, B neuer und C Minimumsansatz angepasst an den Messdatensatz von Goncalves & Carlyle (1994)

¹UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Department Bodenforschung, Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle/Saale, email: florian.stange@ufz.de

²Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale

In Abb. 1 sind die theoretischen Unterschiede der drei verschiedenen Ansätzen graphisch dargestellt. Dabei wird deutlich, dass der hier vorgestellte Ansatz zwischen dem multiplikativen und dem Minimumsansatz liegt. Der Ansatz wurde erfolgreich auf verschiedene Datensätze angewandt, z.B. auf Messungen zur N-Mineralisation (Goncalves & Carlyle, 1994), auf den Einfluss von Wasser- und Salzstress auf Transpiration von Alfalfa (*Medicago Sativa L.*) (Homae, 1999) sowie Messungen zur Bruttonitrifikation in einer Buchenstreu der Dübener Heide (Stange, 2005). Die Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Bruttonitrifikation wurde mit der Barometrischen Prozessseparation (Ingwersen et al. 1998) gemessenen. Dabei war sowohl für die Temperatur als auch für die Bodenfeuchte ein Optimalbereich zu erkennen, so dass zwei Optimumsfunktionen nach Diekkrüger et al. (1995) verwendet wurden. Der neue Ansatz konnte die Variation in den gemessenen Werten zu 86% erklärt werden (Stange, 2005)

Fazit

Der neu entwickelte Ansatz bietet sich an zur Modellierung von Prozessen die durch mehrere Faktoren beeinflusst wird. Er ist sehr flexibel, da er durch beliebig viele Einflussfaktoren erweiterbar ist und die einzelnen Responsfunktionen gewichtet werden können.

Er ist sehr einfach und benötigt keine zusätzlichen Parameter, darüber hinaus kann häufig er die beobachteten Abhängigkeiten häufig besser erklären. Er kann daher in weiten Bereichen der mathematischen Modellierung eingesetzt werden.

Literatur

- Diekkrüger, B., Nörtersheuser, P., Richter, O., 1995. Modeling pesticide dynamics of a loam site using HERBSIM and SIMULAT. *Ecological Modelling* 81, 111-119.
- Goncalves, J.L.M., Carlyle, J.C., 1994. Modelling the influence of moisture and temperature on net nitrogen mineralization in a forested sandy soil. *Soil Biology and Biochemistry* 26, 1557-1564.
- Homae M., 1999. Root water uptake under non-uniform transient salinity and water stress. Ph.D. Thesis, Wageningen Agricultural University.
- Ingwersen, J., Butterbach-Bahl, K., Gasche, R., Richter, O., Papen, H., 2003. Barometric process separation: New method for quantifying nitrification, denitrification, and nitrous oxide sources in soils. *Soil Science Society of America Journal* 63, 117-128.
- Knoepp, J.D., Swank, W.T., 2002. Using soil temperature and moisture to predict forest soil nitrogen mineralization. *Biology and Fertility of Soils* 36, 177-182.
- Kowalenko, C.G., Cameron, D.R., 1976. Nitrogen transformations in an incubated soils as affected by combinations of moisture content and temperature and sorption-fixation of ammonium. *Canadian Journal of Soil Science* 56, 63-70.
- Liebig, J. von, 1840: Die organische Chemie in ihrer Anwendung auf Agrikultur und Physiologie.- Braunschweig (Vieweg).
- Maag, M., Vinther, F.P., 1996. Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperatures. *Applied Soil Ecology* 4, 5-14.
- Stange C. F., 2005. A novel approach to combine response functions in ecological process modelling. *Ecological Modelling*, submitted.
- Zak, D.R., Holmes, W.E., MacDonald, N.W., Pregitzer, K.S., 1999. Soil temperature, matric potential, and the kinetics of microbial respiration and nitrogen mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 63, 575-584.

Temporal Variability of Cadmium in a Mollic Fluvisol of the Elbe River

Anja Stubbe, Jörg Rinklebe, Heinz-Ulrich Neue

Introduction

Floodplain soils of the rivers Elbe and Saale are partly highly polluted with heavy metals. Cd concentrations in bulk soil, soil solution and groundwater exceeded critical limits set by the German Soil Conservation Law frequently (Fig. 1, Tab. 1). Floodplain soils are underlying largely fluctuations in water table and therefore various soil moisture (Moi), soil matrix potential (ψ), soil temperature (Temp), soil redox potential (Eh), dissolved organic carbon (DOC), and pH-conditions. We monitored and quantified the impacts of these varying conditions on the mobility and dynamics of Cadmium in floodplain soils at the Elbe and Saale River (Germany).

Site

The study site is located in Saxony-Anhalt on Elbe-stream kilometer 290/ 291 where the river Saale joins the Elbe. The site is periodically flooded with amplitudes up to 8 m mainly in spring. The mean annual temperature is 8.7 °C and the mean precipitation 495 mm. This floodplain site is representative for other lower riparian terraces at the Elbe River (RINKLEBE, 2004). *Quercus-Ulmetum laevis-minoris* with *Urtica dioica* is the dominant plant community at the site. The soil is classified as Mollic Fluvisol (FLm) according to WRB (1998) and reveals high content of soil organic matter and heavy metals (SWATON et al., 2003; DEVAI et al., 2005).

Methods

The studied soil is equipped with a soil-hydrological monitoring station which enables determining water level and soil moisture, Eh, ψ and soil temperature in three depth and three replications every two hours with data loggers as well as precipitation and air temperature. Additionally we measured pH-value, Cd and DOC concentration in soil solution in three depths sampled by ceramic suction cups in three replications as well as in groundwater and precipitation over a period of 30 months (06/2002 to 12/2004).

The concentrations of Cd were determined with atom adsorptions spectroscopy (AAS). The Dissolved Organic Carbon (DOC) was measured by Micro NC-Analyser (Fa. Analytik Jena).

Results

The upper soil horizons reveal high concentrations of Cd and low pH-values (Tab. 1). This induces high concentrations of mobile Cd fractions in the studied soil (Fig. 1; SWATON et al., 2001; RINKLEBE et al., 2002). The Cd concentrations in soil solution and groundwater exceeded the critical limits set by the German Soil Conservation Law (Fig. 1).

Tab. 1: Cd concentration in bulk soil (aqua regia extract) and selected soil properties of the Mollic Fluvisol

Soil horizon [cm]	Cd [mg kg ⁻¹]	fine silt and clay [<63µm] [%]	C _{org} [%]	pH (CaCl ₂)
aoAxh [0 – 10 cm]	9.0	50	6.26	5.7
aM-oAxh [10 – 40 cm]	10.1	50	5.26	5.7
aoGo-M-aAxh [40 – 50 cm]	9.3	45	3.83	6.5
aoGo-M [50 – 75 cm]	5.5	46	4.55	7.0
II aoGo-aM [75 – 130 cm]	2.8	n.d.	3.53	7.3

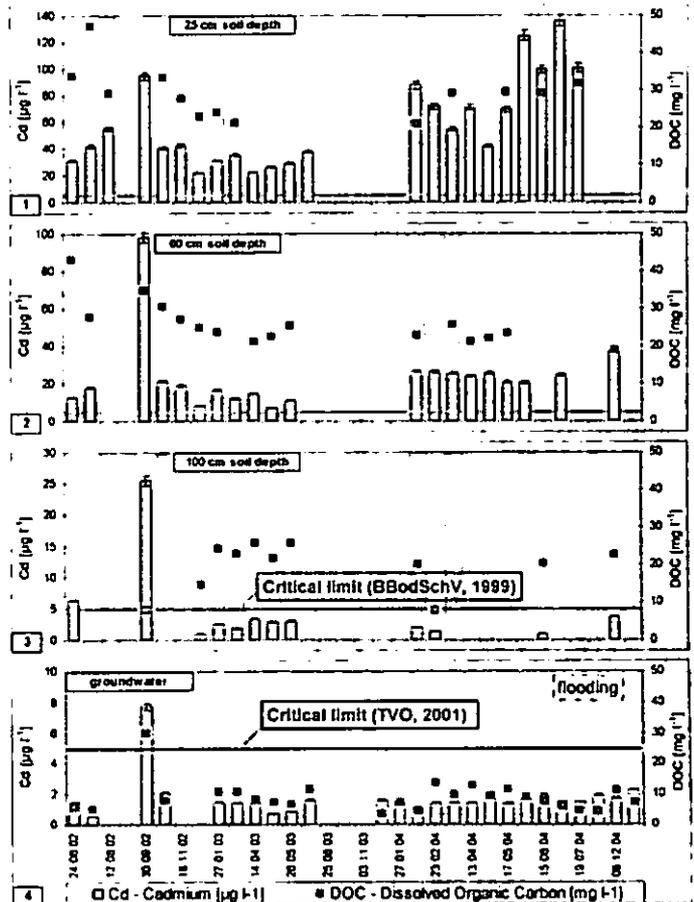


Fig. 1: Temporal variability of Cd and DOC concentrations in soil solution and groundwater (flooding in grey) (note different scales)

Cd is attached to soil organic matter. The temporary variability of Cd in soil solution and groundwater is showing generally a similar behaviour like DOC (e.g. Fig. 1/4), while pH-values reveal a reverse pattern to this of cadmium. The Cd and DOC concentrations increase mainly during flooding periods and partly at summertime

(Fig. 1/1, Fig. 1/4). Organic compounds, which are aggregated through microbial decomposition processes during dry periods, will be more dissolved in percolation water by precipitation thus DOC increases (KALBITZ et al., 2000). Easier soluble organic complexing agents are released, and therefore Cd mobilization arises (ALLOWAY, 1995). Temporal variability of Cd in soil solution and groundwater are significantly correlated to DOC, while pH-value reveals a reverse pattern to that of Cd (Tab. 2). Soil temperature, soil moisture, ψ , and Eh are additional but no dominant factors controlling the temporal variability of Cd in this Mollic Fluvisol (Tab. 2, 3) (STUBBE, 2004).

Tab. 2: Simple correlation analysis of cadmium and controlling factors

Factors	Cadmium	
	R ²	n
Eh	n.s.	41
soil matrix potential	n.s.	41
soil moisture	n.s.	41
soil temperature	n.s.	41
pH	(-) 0.32**	67
DOC	0.34**	65

R²: coefficient of determination
 *: significant at p < 0.05
 **: significant at p < 0.01

n: number of samples
 n.s.: not significant
 Pearson Correlation

Tab. 3: Multiple regression analysis between Cd and controlling factors

Factors	Cd		No. of factors
	R ²	n	
pH+DOC	0.57	65	2
pH+DOC+Eh	0.66	28	3
pH+DOC+Moi	0.71	27	3
pH+DOC+Temp	0.76	27	3
pH+DOC+Moi+Temp	0.77	27	4

DOC and pH-value are the most important factors controlling the dynamics of Cd concentrations (Tab. 3). Both factors together can explain 57 % of the temporal variability of the Cd concentration in soil solution and groundwater. The multiple impact of DOC, pH and Eh assert 66 % of the temporal variability of Cd.

DOC and pH including the "hydro-thermal milieu" (Moi + Temp) can define 77 % of the temporal variability of Cd in soil solution and groundwater quantified in this case study.

Conclusions

High Cd concentrations have been proven in soil solution at three depths in a Mollic Fluvisol at the Elbe River. Cd concentration in soil solution especially at 25 and 60 cm soil depth, and partly in 100 cm soil depth and groundwater exceeded the critical limits of 5 µg l⁻¹ set by the German

Soil Conservation Law (Fig. 1). Cadmium can be mobilized which is consequently a potential risk for the environment.

Factors controlling the dynamics of Cd in soil solution and groundwater are altering with different soil conditions. DOC and pH-value are the most important factors controlling the temporal variability of Cd. DOC and pH-value including the "hydro-thermal milieu" (Temp+Moi) explain 77 % of the temporal variability of Cd in soil solution and groundwater given by field measurements in a Mollic Fluvisol at the Elbe River. The mobilization of Cd and other heavy metals is influenced by many factors. This case study has shown the combinations of controlling factors enhance the stability index of the temporal variability of Cadmium.

Acknowledgement

This work was financially supported by the Ministry of Agriculture and Environment, and to attend by the Department of Environmental Protection (LAU) of the Federal German state Saxony-Anhalt (FKZ: 76213/08/01). The authors would like to thank G. Henning, H. Dittrich and J. Steffen for the technical assistance as well as Dr. R. Wennrich and Dr. H.-J. Stärk for their encouragement.

References

- ALLOWAY, B. [Ed.] (1995): Heavy metals in soils. 2nd. Ed. London.
- DEVAL, I.; PATRICK, W. H., JR.; NEUE, H.-U.; DELAUNE, R. D.; KONGCHUM, M.; RINKLEBE, J. (2005): Methyl Mercury and Heavy Metal Content in Soils of Rivers Saale and Elbe (Germany). *Analytical Letters*, 38/6. 1037-1048.
- KALBITZ, K.; SOLINGER, S.; PARK, J.H.; MICHALZIK, B.; MATZNER, E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science*. 165. 4. 277-304.
- RINKLEBE, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der Mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von β -Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase. Ph.D. thesis with english summary. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Germany, 113 pp and appendix.
- RINKLEBE, J.; OVERESCH, M.; NEUE, H.-U. (2002): Mobilitäten und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Elbe. In: GELLER et al. (Hrsg.) Die Elbe - neue Horizonte des Flussgebietsmanagements. 10. Magdeburger Gewässerschutzseminar. Teubner Verlag. 78-81.
- STUBBE, A. (2004): Mobilitäten und Dynamik von As, Cd, Pb und Zn in Bodenlösung und Grundwasser ausgewählter Auenböden der Elbe – Quantifizierung der Einflüsse von gelöstem organischen Kohlenstoff, pH-Wert, elektrischer Leitfähigkeit, Bodenfeuchte, Wasserspannung, Temperatur und Überflutungen –. Diploma thesis. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Fachbereich Geowissenschaften, Germany, 97 pp and appendix.
- SWATON, T.; RINKLEBE, J.; TANNEBERG, H.; JAHN, R. (2003): Verteilungsmuster von Quecksilber und Zink in Auenböden des Saale-Elbe-Winkels. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. 102. 2. 593-594.
- SWATON, T.; RINKLEBE, J.; TANNEBERG, H.; JAHN, R.; WELLER, M.; STRING, P. (2001): Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Auenböden der Saale-Elbe-Mündung. *Mitteilungen der Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 96. 1. 297-298.
- WRB World reference base for soil resources (1998): Food and Agriculture Organization of the United Nations. World Soil Resources Reports. 84. Rome. pp. 109.

Mineralisation und Sorption der Steroidhormone Testosteron und 17 β -Östradiol in verschiedenen Böden

Britta Stumpe* und Bernd Marschner*

Einleitung

Steroidhormone, wie 17 β -Östradiol und Testosteron, gelangen über Abwässer in Gewässer und über Klärschlamm oder Wirtschaftsdünger auf landwirtschaftlich genutzte Böden. Diesen ist eine hohe Umweltrelevanz zuzuschreiben, da sie bereits im unteren ppt-Bereich Wirkungen auf aquatische Organismen zeigen (LAI et al. 2002). Über den Verbleib von Steroiden in Böden ist bisher wenig bekannt, so dass für eine Abschätzung der Filterfunktion der Böden das Sorptions- und Mineralisationsverhalten dieser Verbindungen von Interesse ist. Sinnvoll erscheint es dabei auch die realen Eintragungspfade, wie Klärschlamm und Abwasser, zu berücksichtigen, um das von ihnen ausgehende Gefährdungspotential beurteilen zu können.

Material und Methoden

Für die Mineralisations- und Sorptionsversuche wurden exemplarisch die strukturähnlichen Steroide 17 β -Östradiol und Testosteron ausgewählt (Abb.1).

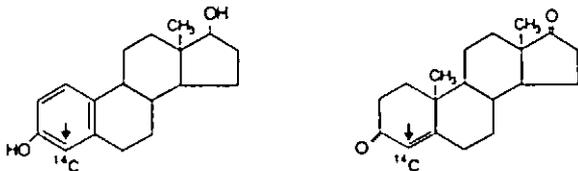


Abb. 1: Strukturformeln des [4-¹⁴C]-17 β -Östradiols (links) und des [4-¹⁴C]-Testosterons (rechts), (eigene Darstellung nach KREUTZIG (1997)).

Zwei der fünf ausgewählten Testböden stammten von dem langjährigen Feldversuch "Berrenrath" des LUA NRW, mit der Kontrolle (Kco) und einem über 29 Jahre jährlich mit Klärschlamm beaufschlagten Fläche (Kk). Zwei Böden stammen aus Yagur, Israel, die seit 35 Jahren mit Abwasser (YGaw) bzw. mit Frischwasser (YGfw) beregnet wurden. Zusätzlich wurde der Ah-Horizont einer sauren Braunerde aus dem Steigerwald ausgewählt (SW). Die landwirtschaftlich genutzten Böden hatten C_{org}-Gehalte zwischen 0,8 und 1,4 %, der Ah 4,4% (Tab. 1).

Als Bodenarten lagen Ut3 (K), Lt3 (YG) und Ls3 (SW) vor.

Zur Ermittlung der Steroidmineralisation wurden die Testböden mit [4-¹⁴C]-17 β -Östradiol oder [4-¹⁴C]-Testosteron über einen Zeitraum von 23 Tagen bei 20 °C in einer Respicond-Anlage (Fa. Nordgren SA) inkubiert. Die Zugabemenge betrug jeweils 1.0 mg kg⁻¹ bei 20 g Bodeneinwaage und 3 Wiederholungen. Das freigesetzte CO₂ wurde in 0,6 M KOH aufgefangen und zu verschiedenen Zeitpunkten auf ¹⁴C über LSC untersucht.

Die Sorption der [4-¹⁴C]-Hormone an die Bodenfestphase wurde mit Hilfe von Batch-Versuchen bei 5 Konzentrationen zwischen 0.0065 und 1.050 μ g g⁻¹ an den durch γ -Bestrahlung sterilisierten Bodenproben ermittelt. Aus Vorversuchen konnte eine Gleichgewichtseinstellung nach 48 h abgesichert werden. Aus den Ergebnissen konnten Sorptionskoeffizienten nach FREUNDLICH hergeleitet werden.

Ergebnisse und Diskussion

Testosteron wird mit 45 - 59 % deutlich stärker mineralisiert als 17 β -Östradiols mit 0,7 - 7,4 % (Abb. 2). Dies wird darauf zurück geführt, dass sich die ¹⁴C-Markierung beim 17 β -Östradiol im Gegensatz zum Testosteron in einer aromatischen Ringstruktur von relativ hoher Stabilität befindet (Abb. 1).

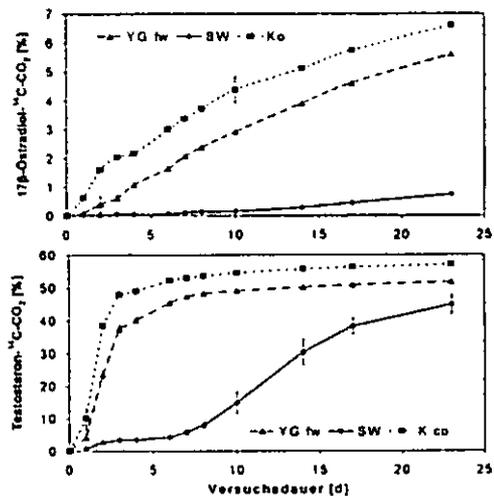


Abb. 2: Kumulative 17 β -Östradiol- bzw. Testosteronmineralisation in % in den Böden YG fw, SW und Ko über den gesamten Inkubationszeitraum.

Die Mineralisation des 17 β -Östradiols verläuft über den gesamten Inkubationszeitraum nahezu linear, während die Testosteronmineralisation in den beiden Ackerböden in den ersten drei Inkubationstagen exponentiell ansteigt und sich nach etwa 5 Tagen deutlich abschwächt (Abb.2).

* Ruhr-Universität Bochum
Geographisches Institut
Bodenkunde/Bodenökologie
e-mail: britta.stumpe@rub.de

Zudem konnte ein stark unterschiedliches Mineralisationsvermögen der inkubierten Böden beobachtet werden. Der SW-Boden zeigte dabei für beide Steroide die geringsten Mineralisationsraten beider Hormone (Abb.2), die vermutlich auf seinen geringen pH-Wert und seinen hohen C_{org} -Gehalt zurückzuführen sind.

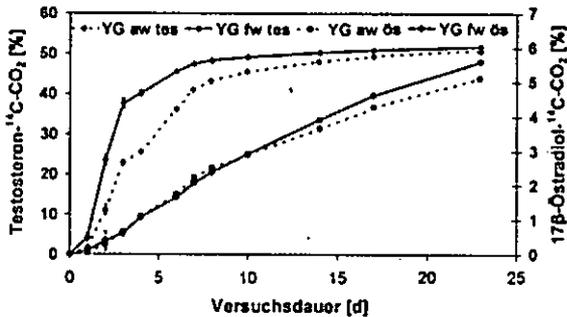


Abb. 3: Kumulative Testosteron- und 17β-Östradiolmineralisation bzw. ^{14}C -CO₂-Freisetzung in den Böden YGaw und YGfw über den gesamten Inkubationszeitraum.

Die Abb. 3 zeigt den Einfluss einer langjährigen Bewässerung des Yagur-Bodens mit Abwasser auf die Mineralisation der applizierten Hormone im Vergleich zu dem mit Frischwasser beregneten Bodens. Während der ersten 10 Tage ist die Testosteronmineralisation in dem mit Abwasser bewässerten Boden deutlich geringer, erreicht aber gegen Ende der Inkubationszeit das Niveau der mit Frischwasser beregneten Kontrolle. Bei der Östradiolmineralisation kommt es dagegen erst gegen Ende der Inkubationszeit zu einer Differenzierung zwischen den beiden Varianten, so dass in dem mit Abwasser bewässerten Boden signifikant weniger mineralisiert wurde als in der Frischwasservariante. Diese geringere Hormonmineralisation in den Abwasserproben deutet auf inhibierende Effekte der im Abwasser gelösten Substanzen hin.

Auswirkungen einer langjährigen Behandlung des Kölner-Bodens mit Klärschlamm auf die Mineralisation der zugegebenen Hormone konnten nicht nachgewiesen werden, so dass von einer Darstellung der Ergebnisse abgesehen wird.

Tab. 1: FREUNDLICH-Verteilungskoeffizient K_F und der auf den C_{org} -Gehalt normierte und Verteilungskoeffizient K_{oc} für Testosteron und 17β-Östradiol.

Boden	C_{org} [%]	Testosteron		17β-Östradiol	
		K_F [ml g ⁻¹]	K_{oc} [ml g ⁻¹]	K_F [ml g ⁻¹]	K_{oc} [ml g ⁻¹]
SW	4,4	35	795	49	1119
K co	0,8	14	1750	23	2861
K k	1,9	16	842	23	1211
YG fw	0,8	13	1625	16	2005
YG aw	1,2	21	1909	29	2536

Auch bei den Sorptionsversuchen zeigten sich deutliche Unterschiede zwischen den Böden. Die in Tab.1 aufgeführten Verteilungskoeffizienten K_F und K_{oc} des 17β-Östradiols liegen sämtlich über denen des Testosterons, so dass die Böden offensichtlich ein höheres Sorptionsvermögen gegenüber 17β-Östradiol aufweisen. Dabei zeigt der Steigerwaldboden SW für beide Hormone die höchsten K_F -Werte.

Bei der Normierung der Sorptionskoeffizienten auf die C_{org} -Gehalte wiesen dagegen die Ackerböden die höchsten K_{oc} -Werte auf (Tab. 1). Interessanterweise führten die Klärschlammgaben in Köln zwar zu einer Erhöhung der C_{org} -Gehalte, aber zu starken einer Verringerung der K_{oc} -Werte. Die Abwasserberegnung in Yagur bewirkte dagegen sowohl eine Erhöhung der C_{org} -Gehalte als auch eine Steigerung der K_{oc} -Werte gegenüber der Frischwasservariante. Dies zeigt, dass die mit dem Klärschlamm zugeführte organische Substanz geringe Sorptionseigenschaften für die Hormone zu besitzt.

In einem weiteren Versuch konnte gezeigt werden, dass die Östradiolsorption an die Bodenfestphase deutlich verringert wird, wenn das Hormon in einer Abwassermatrix statt in Reinstwasser dem Boden zugegeben wird. Da die verringerte Sorption eng mit den erhöhten DOC-Konzentrationen in der Gleichgewichtslösung korrelierte, scheinen hierfür Wechselwirkungen zwischen dem Hormon und gelösten Sorbenten verantwortlich zu sein (Daten nicht dargestellt).

Ausblick

Nach dieser Grundcharakterisierung gilt es nun Prozesse in Böden aufzuklären, die den Verbleib von Steroidhormonen und ihrer Metabolite in mit Abwässern, Klärschlämmen oder Wirtschaftsdüngern beaufschlagten landwirtschaftlich genutzten Flächen kontrollieren. So sollen nun in einem weiteren Arbeitsschritt unter anderen Säulenversuche durchgeführt werden um die Mobilität der Testsubstanzen unter ungesättigten Fließbedingungen zu ermitteln.

Literatur

KREUTZIG, T. (1997): Biochemie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 9. Aufl.

LAI, K.M.; SCRIMSHAW, M.D. & LESTER, J.N. (2000): The effect of natural and synthetic steroid estrogens in relation of their environmental occurrence. Critical Reviews in Toxicology 32: 113-132.

Einfluss der Adsorption auf die Wirkung pharmazeutischer Antibiotika auf Bodenmikroorganismen

von
Sören Thiele-Bruhn

1 Einleitung

Frisch zudotierte pharmazeutische Antibiotika hemmen die Aktivität von Bodenmikroorganismen und Effekte wurden für Inkubationszeiten von Tagen und Wochen festgestellt (Schmitt et al. 2004; Vaclavik et al. 2004; Thiele-Bruhn 2005). Im Gegensatz dazu werden Antibiotika wie Tetracycline und Sulfonamide nach der Applikation sehr rasch in Böden festgelegt; innerhalb von Tagen nehmen die Lösungskonzentrationen erheblich ab. Es ist unklar ob antimikrobielle Effekte, sofern sie einmal in Mikroorganismen initiiert wurden, weiter anhalten oder ob adsorbierte Antibiotika auf Mikroorganismen wirken.

2 Material und Methoden

Es wurde Oberbodenmaterial <2 mm einer Braunerde aus Geschiebesand, einer Fahlerde aus Geschiebemergel (Rostock) sowie eines Tschernosem aus Löß (Bad Lauchstädt; langfristig gedüngte und ungedüngte Parzelle) verwendet. Je 20 g Bodenprobe wurden 0,1 – 1000 µg g⁻¹ einzelner Antibiotika zugegeben. Dies waren die Sulfonamide Sulfapyridin (SPY), Sulfadimidin (SDM), Sulfadiazin (SDZ) bzw. die Tetracycline Chlortetracyclin (CTC) und Oxytetracyclin (OTC). Um sorbierte Fraktionen der Antibiotika zu gewinnen, wurden Batch-Experimente mit 0,1 M NH₄NO₃ als Gleichgewichtslösung durchgeführt und die gelöste und desorbierte Fraktion verworfen. Nach jedem Sorptionsschritt wurden die Proben zusätzlich mit 8 ml Wasser gespült. Dadurch wurden Proben mit frisch applizierten, mit adsorbierten und nach Desorption adsorbierten Antibiotika (desorbiert) erhalten. Die mikrobielle Aktivität in diesen Bodenproben wurde mittels Fe(III)-Reduktionstest ermittelt (Welp & Brümmer 1995). Die Lösungskonzentrationen der Antibiotika wurden mittels HPLC-DAD bestimmt.

Die Adsorption der Antibiotika an Übermächtkulturen in Nährbouillon von *B. subtilis*, *E. carotovora*, *P. fluoreszenz* und *E. coli* wurde in Batchversuchen untersucht. Zur Ermittlung von Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden zu 5 ml einer Übermächtkultur in Nährbouillon von *B. subtilis* bzw. *E. coli* 0,5 g Boden mit im Batch-Versuch adsorbiertem OTC gegeben.

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Wirkung auf die mikrobielle Aktivität

Die für Sulfadiazin ermittelten Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden durch die Sorption nicht eindeutig beeinflusst (Abb. 1) während die totale und gelöste Konzentration signifikant abnahmen. Demzufolge nahm die nominelle effektive Dosis (ED_{50, nom.}) leicht zu, während die experimentell quantifizierte ED_{50, exp.} und die effektive Konzentration (EC₅₀) mit jedem Sorptionsschritt abnahmen (Tab. 1).

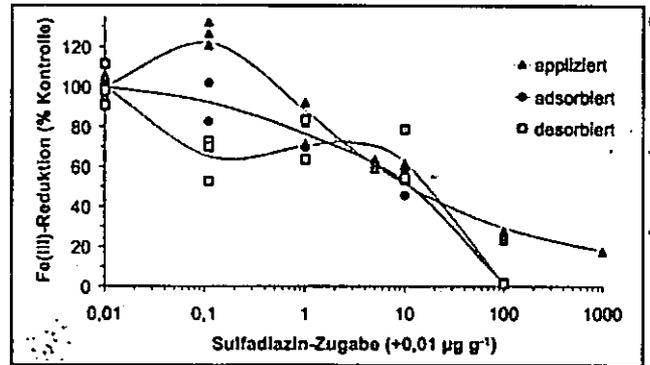


Abb. 1: Einfluss der Bodenadsorption auf Dosis-Wirkungsbeziehungen von Sulfadiazin, bestimmt in Fahlerde Ah mit dem Fe(III)-Reduktionstest.

Tab. 1: Effektive Dosis (ED₅₀) und effektive Lösungskonzentration (EC₅₀) sowie totale und Lösungskonzentration von Sulfadiazin in Sorptionsexperimenten mit Fahlerde Ah

	C_{total}	ED _{50, nom.}	ED _{50, exp.}	$C_{gelöst}$	EC ₅₀
		µg g ⁻¹		µg ml ⁻¹	
appliziert	100	11,5	11,5	32,9	3,8
adsorbiert	27,7	11,7	3,2	12,3	1,4
desorbiert	17,0	14,1	2,4	1,6	0,23

Bei einer Zugabekonzentration von 100 µg g⁻¹ wurde mit fortschreitender Sorption eine Zunahme der hemmenden Wirkung für alle drei Sulfonamide festgestellt (Abb. 2), die in drei von vier Oberbodenproben unterschiedlichen Stoffbestandes auftrat (Abb. 3).

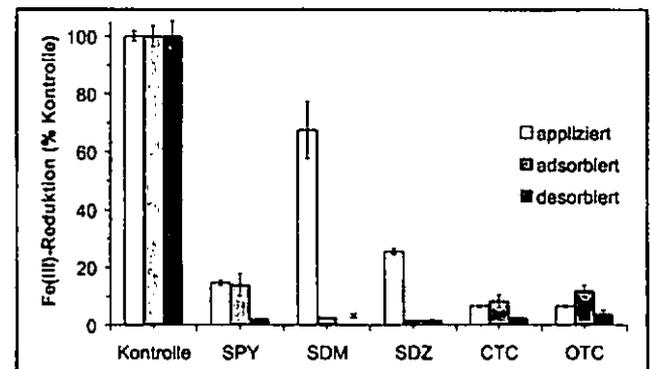


Abb. 2: Einfluss der Bodenadsorption auf die antimikrobielle Aktivität von Sulfonamiden und Tetracyclinen (je 100 µg g⁻¹), bestimmt in Fahlerde Ah mit dem Fe(III)-Reduktionstest.

¹Institut für Landnutzung / Bodenkunde, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock, soeren.thiele@uni-rostock.de

Die zunehmenden antibiotischen Effekte wurden darauf zurückgeführt, dass die Mikroorganismen möglicherweise als Biosorbenten wirken und die Antibiotika akkumulieren. Dadurch verstärkte sich die antimikrobielle Wirkung mit zunehmender Experimentdauer. Die antimikrobielle Wirkung der Tetracycline, die unmittelbar nach Zugabe die stärkste Hemmung bewirkten, nahm mit zunehmender Sorption nicht eindeutig zu (Abb. 2).

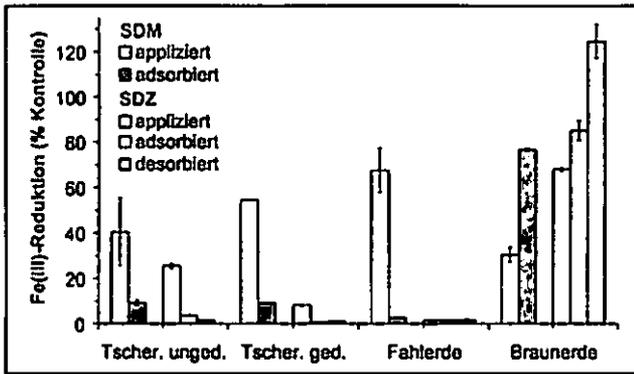


Abb. 3: Einfluss der Adsorption in vier unterschiedlichen Oberböden auf die antimikrobielle Aktivität von Sulfonamiden (Sulfadimidin SDM, Sulfadiazin SDZ; je 100 µg g⁻¹) bestimmt mit dem Fe(III)-Reduktionstest.

Die antibiotische Wirkung von SDM und SDZ nahm im Gegensatz zu den anderen Bodenproben durch die Sorption in dem Braunerde Ah ab (Abb. 3). Dieses Bodenmaterial wies von den untersuchten Bodenproben die geringste Sorptionskapazität und mikrobielle Aktivität auf (Daten nicht dargestellt). Es wird vermutet, dass sich die Mikroorganismenpopulation in diesem Bodenmaterial rasch an die Antibiotika akklimatisiert (Thiele-Bruhn & Beck 2005).

3.2 Hemmung von und Adsorption an Testmikroorganismen

Ähnliche Dosis-Wirkungsbeziehungen wurden festgestellt, wenn statt der gemischten Populationen von Böden einzelne Bakterienstämme wie *E. coli* und *B. subtilis* als Testorganismen mit zuvor an Boden adsorbiertem OTC in Kontakt gebracht wurden. Abhängig von der initialen Dosis wurde das mikrobielle Wachstum gehemmt (Abb. 4). Offenbar wurden die zuvor nicht unmittelbar bioverfügbaren Anteile des Antibiotikums durch die Mikroorganismen effektiv von den Austauscheroberflächen desorbiert und so antimikrobiell wirksam.

Antibiotika adsorbieren außerordentlich stark an Bakterien. Erste Batch-Experimente mit Übernachtskulturen in Nährbouillon ausgewählter Bakterienstämme ergaben insbesondere für *B. subtilis* (gram-) sehr große Sorptionskoeffizienten (Tab. 2).

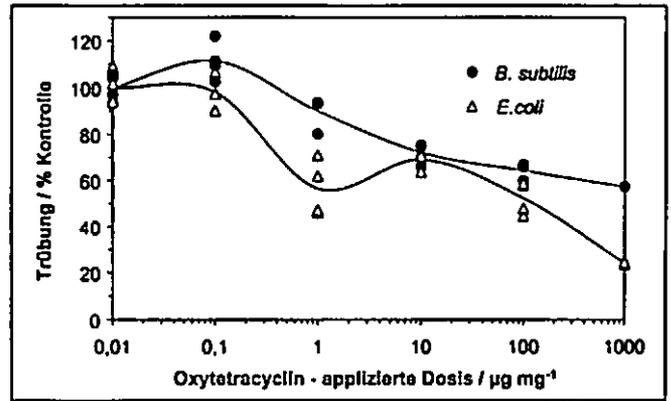


Abb. 4: Wachstumshemmung von Bakterien in Nährbouillon durch an Boden adsorbiertes OTC. Gleichgewichtslösung und Waschschritt mit 0,1 M NH₄NO₃; 0,5 g Boden in 5 ml Nährbouillon; Trübungsmessung bei 450 nm.

Tab. 2: Sorptionskoeffizienten (K_d; mL g⁻¹) von Antibiotika an Mikroorganismen in Nährbouillon

		SDZ	SDM	OTC
<i>B. subtilis</i>	gram-	532	1570	
<i>E. carotovora</i>	gram+	87,1	754	
<i>P. fluoreszenz</i>	gram+	75,9	503	
<i>E. coli</i>	gram+	129	15,0	72,0

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Selbst nach zwei Sorptionsschritten, die z.T. zu nicht nachweisbaren Lösungskonzentrationen der Antibiotika führten, wurden eindeutige Dosis-Wirkungsbeziehungen mit Hilfe des Fe(III)-Reduktionstests bestimmt. Es ist nicht wahrscheinlich, dass am Boden adsorbierte Antibiotika bioaktiv sind, da ihre Wirkungsweise eine Aufnahme in die mikrobielle Zelle erfordert. Dennoch eliminiert die Adsorption am Boden die Bioaktivität von Antibiotika nicht. Es wird geschlossen, dass Bodenmikroorganismen, welche die Oberflächen von Bodenpartikeln besiedeln, die Desorption von Antibiotika fördern und es wurde belegt, dass Bodenmikroorganismen als Biosorbenten wirken. Weitere Untersuchungen sollen offene Fragen klären.

5 Literatur

Schmitt H, van Beelen P, Tolls J, van Leeuwen CL (2004) Environ Sci Technol 38:1148-1153. Thiele-Bruhn S (2005) Environ Toxicol Chem 24:869-876. Thiele-Bruhn S, Beck I-C (2005) Chemosphere 59:457-465. Vaclavik E, Halling-Sørensen B, Ingerslev F (2004) Chemosphere 56:667-676. Welp G, Brümmer GW (1995) Iron(III) reduction test. In Alef K, Nannipieri P (Hrsg.) Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry. Academic Press, London, UK, pp 296-298.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission III

Band 107

Heft 1

2005

Anpassungsstrategien der Ektomykorrhizierung von *Salix caprea* an Böden mit hohen Schwermetallgehalten

Christel Baum¹ und Katarzyna Hryniewicz²

Einführung

Salix caprea ist eine Schwermetall tolerante dual mykorrhizierte Salicaceae. Ektomykorrhizierung kann die Schwermetalltoleranz der Wirtspflanzen erhöhen (Schützendübel und Polle, 2002). Die Mechanismen für die Anpassung von Ektomykorrhizapilzen an hohe Schwermetallgehalte im Boden wurden bisher erst für wenige Arten überwiegend *in vitro* untersucht (Jentschke und Godbold, 2000). In der vorliegenden Studie wurden morphologische und physiologische Merkmale der Ektomykorrhizierung von *Salix caprea* und einer wenig Schwermetall toleranten Salicaceae (*Populus tremula*) auf drei kontaminierten Standorten untersucht, um Anpassungsstrategien an Böden mit hohen Schwermetallgehalten nachzuweisen.

Material und Methoden

Salix caprea und *Populus tremula* Feinwurzeln wurden aus dem mineralischen Oberboden in 0-10 cm Bodentiefe auf drei Versuchsflächen (LIC-Lichtloch, MUN-Münzbachtal, FRA-Frankenschacht) der Erzbergbaufolgelandschaft um Freiberg (Sachsen) im Oktober 2003 entnommen. Je Fläche und Baumart wurden 5 Wiederholungen (10 cm x 10 cm x 10 cm Bodenvolumen . mit Feinwurzeln) genommen. Ausgewählte Bodeneigenschaften sind in Tab. 1 dargestellt.

Tab. 1: Bodenchemische und -physikalische Eigenschaften des Oberbodens der Versuchsflächen (0-10 cm Bodentiefe)

Parameter	Standorte		
	LIC	MÜN	FRA
pH (CaCl ₂)	5,0	5,4	5,7
C _{org} (%)	7,2	4,7	2,4
N _t (mg/kg)	2,5	3,9	1,8
P _t	0,5	2,3	0,7
Ton (%)	11,7	12,4	11,6
Schluff	31,3	39,5	48,1
Sand	57,0	48,1	68,4
Cd, mg/kg	5	10	10
Pb _t	844	1286	3600
Cu _t	104	188	923
Zn _t	612	923	1582

¹⁾Institut für Landnutzung, Universität Rostock, Justus-von-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock

²⁾ Dept. of Microbiology, N. Copernicus University, ul. Gagarina 9, PL-89-100 Torun, Poland

An den Feinwurzeln wurden die Ektomykorrhizierungsraten der Erschließungstypen nach Agerer (2001), die Pigmentierung der Ektomykorrhizierung sowie die Besiedlungsdichte mit *Pseudomonas fluorescens* (Gould *et al.*, 1985), die zahlreiche Vertreter von Mykorrhizierungshelferbakterien beeinhaltet, untersucht.

Die statistische Auswertung erfolgte nach Prüfung auf Normalverteilung mittels Shapiro-Wilks W-Test mit der einfachen Varianzanalyse (STATISTICA).

Ergebnisse und Diskussion

Auf den stärker Schwermetall kontaminierten Standorten MUN und FRA wies *Salix caprea* erhöhte und *Populus tremula* verringerte Ektomykorrhizierungsraten und Besiedlungsdichten von *Pseudomonas fluorescens* auf als auf dem geringer kontaminierten Standort LIC (Tab. 2). Verglichen zu Ergebnissen von Aspenhybriden (*Populus tremula x tremuloides*) auf nicht kontaminierten Flächen (Kaldorf *et al.*, 2002), wies *Populus tremula* auf den kontaminierten Flächen ca. 50% geringere Ektomykorrhizierungsraten auf. Es wird davon ausgegangen, dass die baumartenspezifischen Mykorrhizierungspartner in geringerem Umfang dazu in der Lage waren, sich an die höheren Schwermetallgehalte im Boden anzupassen. Höhere Besiedlungsraten der Feinwurzeln mit Ektomykorrhizapilzen verringern den direkten Kontakt der Feinwurzeln der Wirtspflanze mit dem kontaminierten Boden und können zu erhöhter Vitalität der Pflanzen beitragen. Eine stärkere Abhängigkeit der Wirtspflanze von der Ektomykorrhizierung unter abiotischem Streß, wurde auch von Veselkin (2004) an *Abies sibirica* und *Picea obovata* nachgewiesen.

Baumartenspezifisch wies *Populus tremula* auf allen drei Standorten eine höhere Besiedlungsdichte der Feinwurzeln mit *Pseudomonas fluorescens* auf als *Salix caprea*. Es bestand keine signifikante Korrelation zwischen den Ektomykorrhizierungsraten und den Besiedlungsdichten von *Pseudomonas fluorescens*.

Eine Verringerung des Einzugsbereiches der Ektomykorrhizierung durch das weitgehende Fehlen von Rhizomorphe bildenden Pilzarten und geringer Ausbildung von abziehenden Hyphen reduziert die Aufnahme von Schwermetallen sowohl durch den Pilz als auch die Weitergabe an die Wirtspflanze.

An *Salix caprea* dominierte der Kontakt-Erschließungstyp der Ektomykorrhizierung, während an *Populus tremula* Kurz- und Weit-Distanz-Erschließungstypen vorherrschten (Abb. 1).

Die Melanine produzierende Gattung *Tomentella* dominierte auf allen Standorten an *Salix caprea* und trug wesentlich zum hohen Anteil stark pigmentierter Ektomykorrhizatypen an dieser Baumart bei (Abb. 2).

Tab. 2: Besiedlung der Feinwurzeln von *Salix caprea* und *Populus tremula* mit *Pseudomonas fluorescens* und Ektomykorrhizierungsraten (verschiedene Buchstaben kennzeichnen signifikante Standortunterschiede, $p < 0,05$)

Baumart	Standort	Pseu. fluo. CFU 10 ⁴ /g TM	ECM %	r
<i>Salix caprea</i>	LIC	2,4 ± 1a	23 ± 3a	0,32
	MÜN	5,5 ± 1b	36 ± 19b	
	FRA	5,4 ± 1b	27 ± 7b	
<i>Populus tremula</i>	LIC	45,2 ± 6b	32 ± 9b	0,43
	MÜN	15,5 ± 2a	25 ± 8a	
	FRA	11,5 ± 2a	26 ± 3a	

CFU – colony forming units

ECM – Ektomykorrhizierungsrate

Pseu. fluo. – *Pseudomonas fluorescens*

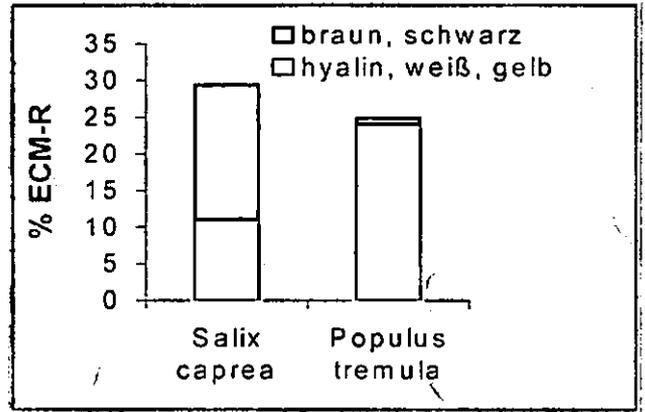


Abb. 2: Pigmentierung der Ektomykorrhizen (Ektomykorrhizierungsraten - ECM-R) an *Salix caprea* und *Populus tremula* auf dem Standort MÜN

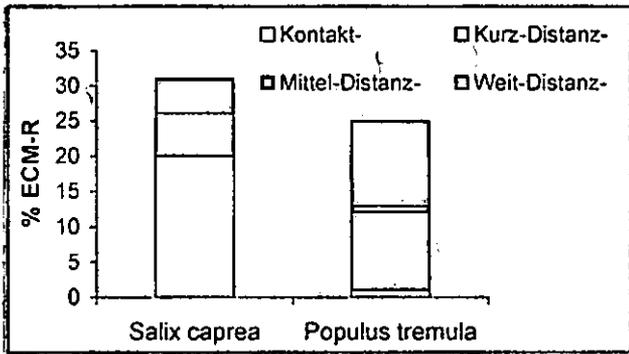


Abb. 1: Ektomykorrhizierungsraten (ECM-R) verschiedener Erschließungstypen an *Salix caprea* und *Populus tremula* auf dem Standort MÜN

Weitere stark pigmentierte Ektomykorrhizierungstypen wurden an *Salix caprea* von *Tuber* spp. und *Cenococcum geophilum* gebildet. Melanine können Schwermetalle in den Zellwänden adsorbieren (Gadd und de Rome, 1988). An *Populus tremula* traten als stark pigmentierte Ektomykorrhizierungstypen ebenfalls *Cenococcum geophilum* und *Tuber* spp. jedoch in vergleichsweise geringer Besiedlungsdichte auf. Als hyaline und gering pigmentierte Ektomykorrhizierungstypen dominierten an *Populus tremula* *Laccaria* spp., die durch ihre plectenchymatischen äußeren Mäntel eine große Oberfläche im Kontakt mit der Bodenlösung besitzen und durch eine geringe Adsorption von Schwermetallen im Myzel zu einer erhöhten Weitergabe an die Wirtspflanzen beitragen (Baum und Hryniewicz, 2003).

Danksagung

Die Arbeit von K. Hryniewicz wurde über ein Marie Curie Stipendium der EU (HPMD-CT-2001-00078) finanziert.

Zusammenfassung und Ausblick

Erhöhte Schwermetalltoleranz von *Salix caprea* war im Vergleich zu *Populus tremula* verbunden mit einer Erhöhung der Ektomykorrhizierungsraten und gleichzeitigem Anstieg der Besiedlungsdichte von *Pseudomonas fluorescens* an den Feinwurzeln auf stärker kontaminierten Böden. In Kombination hierzu wies die Ektomykorrhizierung von *Salix caprea* kürzere Einzugsbereiche und stärkere Pigmentierung, die die Bildung von Chelaten zur Bindung von Schwermetallen ermöglicht, auf als *Populus tremula*. Die Toleranz von *Salix caprea* gegenüber hohen Schwermetallgehalten im Boden wird daher gefördert durch eine Kombination von Merkmalen der Ektomykorrhizierung, die zu einer verringerten Aufnahme und erhöhten Festlegung von Schwermetallen und damit zu einer geringeren Einwirkung auf die Wirtspflanze beitragen. Die Bedeutung von Mykorrhizierungshelferbakterien (z.B. Vertreter der *Pseudomonas fluorescens*) für die Schwermetalltoleranz der Ektomykorrhizierung von *Salix caprea* auf kontaminierten Standorten wird in einem Folgeprojekt untersucht.

Literatur

- Agerer, R. (2001) Mycorrhiza 11, 107-114.
 Baum, C.; Hryniewicz, K. (2003) Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 102, 259-260.
 Gadd, G.M.; de Rome, L. (1988) Appl. Microb. Biochem. 29, 610-617.
 Gould, W.D.; Hagedorn, C.; Bardinelli, T.R.; Zablotowicz, R.M. (1985) Appl. Environ. Microbiol. 49, 28-32.
 Kaldorf, M.; Fladung, M.; Muhs, H.J.; Buscot, F. (2002) Planta 214, 653-660.
 Schützendübel, A.; Polle, A. (2001) J. Exp. Bot., 53, 1351-1365.
 STATISTICA WEB: <http://www.statsoftinc.com>.
 Veselkin, D.V. (2004) Russian J. Ecol. 35, 71-78.

Dynamik des mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs einer Sand-Braunerde in Bezug zu ausgewählten C-Fractionen und unter Berücksichtigung verschiedener landwirtschaftlicher Nutzungsintensitäten

Christian Böhm¹, Dirk Landgraf² und Franz Makeschin¹

Einleitung

Im Rahmen eines dreijährigen Forschungsprojektes zur „Dynamik des Stickstoffhaushaltes einer Sand-Braunerde nach vierjähriger Brache in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität“ wurde u. a. die Dynamik des im Boden mikrobiell gebundenen Kohlenstoffs (C_{mic}) nach Wiederaufnahme der ackerbaulichen Nutzung brachegelegter Flächen, in Abhängigkeit differierender Bewirtschaftungsintensitäten, untersucht. Hierbei fanden 2 Bewirtschaftungssysteme („Extensiv“: Merkmale des ökologischen Landbaus; „Intensiv“: Methoden der konventionellen Landwirtschaft) Anwendung. Diese wurden hinsichtlich ausgewählter C-Fractionen mit Sukzessionsbracheflächen verglichen. Ziel dieser Studie war es, mögliche nutzungsspezifische Gehaltsänderungen des C_{mic} zu quantifizieren und etwaige Interaktionen bzw. Abhängigkeiten zu leicht mineralisierbaren C-Fractionen (heißwasser- und KCl-extrahierbarer organischer Kohlenstoff (TOC_{hwc} und TOC_{KCl})) aufzuzeigen.

Standort und Methodik

Die Versuchsfläche befindet sich nahe der nordsächsischen Stadt Riesa. Sie umfasst ein ca. 2,2 ha großes landwirtschaftlich genutztes Areal, das 1996 stillgelegt wurde. Im Herbst 1999 wurden mit der Einrichtung von zwei – durch unterschiedliche Fruchtfolgen gekennzeichneten – Bewirtschaftungssystemen („Extensiv“ und „Intensiv“) Teile dieser Sukzessionsbrache in die landwirtschaftliche Produktion zurückgeführt. Ein anderer Teil wurde erneut der Sukzession überlassen und bildete die Versuchsvariante Brache (B). Während die Versuchsvariante „Intensiv“ (I) sowohl durch die Zufuhr mineralischer und organischer Düngemittel als auch durch den Einsatz von Pestiziden gekennzeichnet war, gelangten bei der Versuchsvariante „Extensiv“ (E) lediglich organische Dünger zur Anwendung.

Fruchtfolge E: Wintergerste^{99/00}, Gelbsenf/Körnererbsen^{00/01}, Winterroggen^{01/02}, Triticale^{02/03}

Fruchtfolge I: Wintergerste^{99/00}, Winterroggen^{00/01}, Triticale^{01/02}, Sommerraps⁰³

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte von Oktober 2000 bis Oktober 2002, in einer Tiefe von 0-10 und 10-30 cm. Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte unter Anwendung der Chloroform-Fumigations-Extraktionsmethode nach VANCE *et al.* (1987). Zur Ermittlung des Gehaltes an organischem Gesamtkohlenstoff (TOC) wurde lufttrockene Feinerde an einer Scheibenschwingmühle 60 s bei 1400 U min⁻¹ gemahlen und anschließend im Heißluftstrom eines CNS-Analysators vollständig verbrannt. Für die Bestimmung des heißwasserextrahierbaren organischen Kohlenstoffs (TOC_{hwc}) wurden 10 g Frischboden eingewo-

gen, 100 ml destilliertes Wasser hinzugegeben und anschließend unter Rückflusskühlung 1 h lang gekocht. Nach erfolgtem Zentrifugieren der Proben wurde der klare Lösungsüberstand abdekantiert und zur Messung des TOC_{hwc} , welche mittels eines CN-Analysators erfolgte, herangezogen. Zur Bestimmung des KCl-extrahierbaren organischen Kohlenstoffs (TOC_{KCl}) erfolgte die Einwaage von 25 g Frischboden. Nach Zugabe von 100 ml 0,1 M KCl-Lösung wurden die Proben 2 Stunden geschüttelt und anschließend über Faltenfilter 2095 ½ (Fa. Schleicher und Schuell) filtriert. Die am Filtrat durchgeführte Messung des TOC_{KCl} erfolgte – analog zum TOC_{hwc} – an einem CN-Analysator. Alle Werte beruhen auf Doppelbestimmungen und beziehen sich auf die Trockensubstanz des Bodens. Die statistische Auswertung (Mann-Whitney-U-Test, Wilcoxon-Test, Korrelation nach Spearman) erfolgte unter Anwendung der Software Statistica[®] Version '99 (Fa. Statsoft).

Ergebnisse und Diskussion

Die untersuchte Sand-Braunerde wies – ungeachtet der Nutzungsform – einen mittleren TOC-Gehalt von 7100 mg kg⁻¹ auf. Dessen Anteil an umsetzbarem organischen Kohlenstoff (TOC_{dec}), welcher die Differenz von TOC und inertem TOC (berechenbar aus Feinanteilgehalt des Bodens) darstellt und ca. 4000 mg kg⁻¹ betrug, war – bezogen auf die dominierende Bodenart Sand – als überdurchschnittlich hoch einzustufen (vgl. KÖRSCHENS & SCHULZ, 1999). Der TOC_{dec} wiederum wies einen hohen Anteil an sehr leicht verfügbarem Kohlenstoff auf. Anzeichen hierfür gaben die Gehalte des TOC_{hwc} , die in 0-10 cm Tiefe größtenteils zwischen 400 und 500 mg kg⁻¹, unter Brache zum Teil bis 600 mg kg⁻¹, variierten (Abb. 1). Der TOC_{hwc} stellt die am leichtesten umsetzbare Komponente des TOC_{dec} da und wird daher als kurz- bis mittelfristig nachlieferbare C-Fraktion angesehen (u. a. SCHULZ, 2004). Nach KÖRSCHENS & SCHULZ (1999) umfasst der TOC_{dec} üblicherweise in etwa das 15-fache des TOC_{hwc} -Gehaltes, im untersuchten Boden betrug er jedoch lediglich das 10-fache. Dies ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die untersuchte Sand-Braunerde sehr gut mit leicht verfügbarer organischer Substanz versorgt und somit durch ein hohes Bereitstellungspotenzial an kurz- bis mittelfristig nachlieferbaren Kohlenstoff gekennzeichnet ist. Als Gründe für dieses hohe C-Nachlieferungsvermögen wurden neben einer historisch bedingten Überdüngung des Versuchsareals hohe Rhizodepositionsmengen vermutet (BÖHM, 2005).

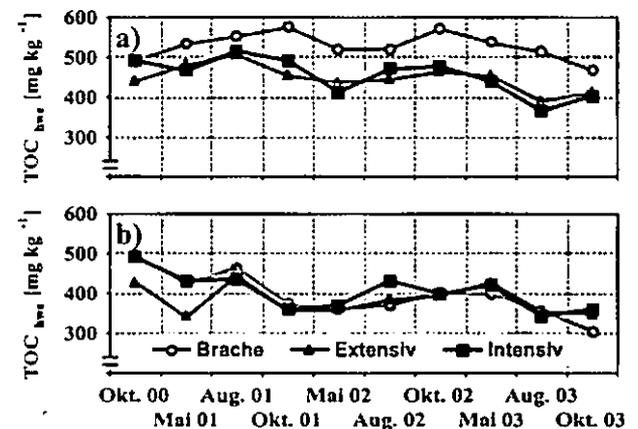


Abb. 1: Medianwerte der TOC_{hwc} -Gehalte a) in 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe (n=12)

Aufgrund dieses hohen Anteils an leicht verfügbarer organischer Substanz sind theoretisch ebenfalls hohe C_{mic} -

¹TU Dresden, Fakultät Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Piener Straße 19, 01737 Tharandt e-mail: christiboehm@web.de

²Forschungsinstitut für Bergbaufolgelandschaften e.V. Finsterwalde, Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde

Gehalte wahrscheinlich. Zu Beginn der Untersuchungen wurden in 0-10 cm Bodentiefe bei allen Versuchsvarianten mediane C_{mic} -Gehalte um 120 mg kg^{-1} ermittelt (Abb. 2a). Unter Brache nahm dieser bis Mai 2001 deutlich ($P \leq 0,05$) zu und hob sich im weiteren Forschungsverlauf mit Werten zwischen 145 und 201 mg kg^{-1} zum Teil signifikant ($P \leq 0,05$ bis $P \leq 0,001$) von den bewirtschafteten Nutzungsformen ab. Bei Betrachtung der gesamten Untersuchungsperiode kam es im 0-10 cm tiefen Bracheboden zu einem statistisch nachweisbaren ($P \leq 0,05$) Anstieg des C_{mic} -Gehaltes (Abb. 2a), während dieser bei den bewirtschafteten Versuchsvarianten auf einem annähernd konstanten Niveau blieb. Die differierenden Fruchtfolgen und Düngungssysteme schienen keinen gerichteten Einfluss auf die Quantität des C_{mic} auszuüben. In 10-30 cm Tiefe waren die medianen C_{mic} -Gehalte mit Werten zwischen 60 und 120 mg kg^{-1} deutlich geringer als in 0-10 cm Tiefe (Abb. 2b). Nutzungsbedingte Unterschiede konnten in dieser Bodentiefe nicht statistisch belegt werden.

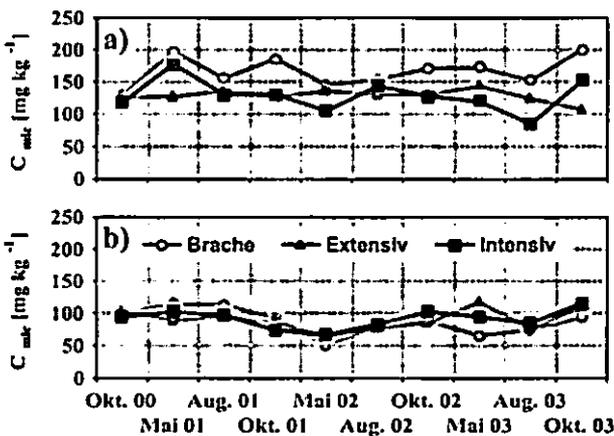


Abb. 2: Medianwerte der C_{mic} -Gehalte a) in 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe (n=12)

Anders als nach den hohen TOC_{hwe} -Gehalten zu erwarten gewesen wäre, zeigt der Blick auf die mikrobielle Biomasse, dass die vorgefundenen Werte – anlehnd an das sechsstufige Klassensystem von MACHULLA *et al.* (2001) – nur als gering bis mäßig hoch zu bewerten sind. Auch das C_{mic}/TOC -Verhältnis deutete mit 1,2 bis 2,5 % in 0-10 cm Tiefe lediglich auf eine gute C-Verfügbarkeit hin. Unter der Annahme, dass zumindest Teile des TOC_{hwe} eine bevorzugte Nahrungsquelle der mikrobiellen Biomasse darstellen bzw. das Teile der C_{mic} -Fraktion im TOC_{hwe} enthalten sind, können signifikante Zusammenhänge zwischen diesen C-Fractionen prinzipiell vorausgesetzt werden. Im Rahmen dieser Studie traten jedoch nur sehr vereinzelt Korrelationen zwischen diesen C-Fractionen auf. Dies legt die Vermutung nahe, dass leicht verfügbare organische Substanz stets in ausreichendem Maße vorhanden war. In besonderer Weise verdeutlicht wird die Unabhängigkeit dieser C-Fractionen bei der vergleichenden Betrachtung ihrer Entwicklungsgänge. So blieben die C_{mic} -Gehalte des extensiv und intensiv bewirtschafteten Bodens in 0-10 cm Tiefe annähernd auf konstantem Niveau, obwohl sich bezüglich der TOC_{hwe} -Fraktion ein rückläufiger Trend abzeichnete (vgl. Abb. 1a und 2a). Änderungen des TOC_{hwe} -Gehaltes spielten sich also in einer für die mikrobielle Biomasse irrelevanten Größenordnung ab. Die Mikroorganismen konnten demzufolge den großen Anteil an leicht verfügbarer organischer Substanz nicht adäquat nutzen (vgl. OVERESCH *et al.*, 2004).

Die TOC_{KCl} -Gehalte sind wegen des milderen Extraktionsverfahrens mit Werten zwischen 10 und 30 mg kg^{-1} (Abb. 3) wesentlich niedriger als jene des TOC_{hwe} . Die Dynamik des TOC_{KCl} , der ebenfalls eine leicht mineralisierbare C-Fraktion repräsentiert, war – analog zum TOC_{hwe} – ebenso nur in äußerst geringem Maße mit jener des C_{mic} verbunden. In Anbetracht des im Vergleich zum C_{mic} geringen TOC_{KCl} -Gehaltniveaus kann daher davon ausgegangen werden, dass in den TOC_{KCl} -Verbindungen nahezu kein C_{mic} integriert ist.

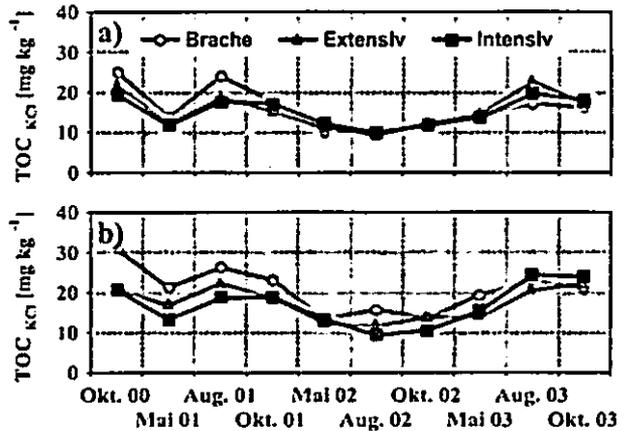


Abb. 3: Medianwerte der TOC_{KCl} -Gehalte a) in 0-10 cm und b) 10-30 cm Bodentiefe (n=12)

Schlussfolgerungen

- Die Brachlegung führt oberhalb 10 cm Tiefe zu einer Erhöhung des C_{mic} -Gehaltes, welche vermutlich auf einer stilllegungsbedingten Verbesserung der mikrobiellen Lebensbedingungen gründet.
- Der C_{mic} ist – quantitativ betrachtet – nicht geeignet, um bewirtschaftungsbedingte Effekte auf den Stoffhaushalt der untersuchten Sand-Braunerde kurz- bis mittelfristig beurteilen zu können.
- Der leicht umsetzbare organische Kohlenstoff stellt im Untersuchungsgebiet aus quantitativer Sicht keinen begrenzenden Faktor für die Mikroorganismen dar.
- Niedrige C_{mic}/TOC -Verhältnisse weisen nicht generell auf eine geringe Verfügbarkeit organischer Bodensubstanz hin, sondern können – bedingt durch eine inadäquate Nutzung des leicht umsetzbaren Kohlenstoffs seitens der Mikroorganismen – auch bei sehr hohen Gehalten an leicht umsetzbarer organischer Substanz auftreten.
- Aufgrund der äußerst schwachen Beziehungen zum C_{mic} ist anzunehmen, dass die TOC_{KCl} -Verbindungen weder mikrobiell gebunden sind noch eine Hauptnahrungsquelle für die Mikroorganismen darstellen.

Literatur

BOHM, C. (2005): Dynamik des Stickstoffhaushaltes einer Sand-Braunerde nach vierjähriger Brache in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzungsintensität. UFZ-Dissertationsreihe 08/2005, 341 S.
 KORSCHENS, M., SCHULZ, E. (1999): Die organische Bodensubstanz. UFZ-Bericht 13/1999: 46 S.
 MACHULLA, G., BLUME, H.-P., JAIN, R. (2001): Schätzung der mikrobiellen Biomasse von Böden aus anthropogenen und natürlichen Substraten – ein Beitrag zur Standortbewertung. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164: 547-554.
 OVERESCH, M., BROLL, G., HÖPER, H., LORENZ, F. (2004): Einfluß der Kompostanwendung auf die organische Bodensubstanz und mikrobiologische Eigenschaften von Sandböden in Niedersachsen. Archives of Agronomy and Soil Science 50: 73-84.
 SCHULZ, E. (2004): Influence of site conditions and management on different soil organic matter (SOM) pools. Archives of Agronomy and Soil Science 50: 33-47.
 VANCE, E. D., BROOKES, P. C., JENKINSON, D. J. (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. Soil. Biol. Biochem. 19: 703-709.

Persistenz und Interaktionen von *Clostridium botulinum* auf einer Parabraunerde auf Löß

Frank Gessler^{1,2*}, Jürgen Niemeyer¹,
Sibylle Pagel-Wieder¹ & Helge Böhnel^{1,2}

1 Einleitung

Clostridium botulinum ist ein pathogener Sporenbildner, der unter geeigneten Bedingungen ein hochpotentes Toxin bilden kann, das oral aufgenommen bei Mensch und Tier zu schweren Erkrankungen führt.

Es war festgestellt worden, dass organische Düngematerialien aus der Recyclingwirtschaft (insbesondere Biokompost und Gärückstände aus Biogasanlagen) das Bakterium enthalten können (Böhnel und Lube, 2000).

Die Bioabfallverordnung (BioAbfV) erlaubt das Ausbringen dieser organischen Dünger auf landwirtschaftlichen Flächen, wobei Höchstgrenzen eingehalten werden müssen. Ein wesentliches Ziel der vorgestellten Arbeiten war es, festzustellen, wie sich eine *C.-botulinum*-Sporenpopulation im Boden entwickelt, wenn entsprechend kontaminierter Biokompost aufgebracht und in den Boden eingearbeitet wird.

2 Material und Methoden

Zunächst wurde durch regelmäßige Beprobung ein Versuchsfeld ausgewählt. Durch regelmäßige Beprobung wurde nachgewiesen, dass *C. botulinum* natürlicherweise nicht auf der Fläche zu finden ist. Um reproduzierbare Verhältnisse zu erzielen, wurde ebenfalls ein Botulinum-negativer Biokompost ausgewählt, der mit Botulinum-Sporen versetzt werden sollte. Ein Referenzstamm, *C. botulinum* Typ D, wurde im Fermenter vermehrt und die Sporen geerntet. Die Sporensuspension wurde von Medien- und Bgleitsubstanzen durch Mikrofiltration abgetrennt und aufkonzentriert, das Konzentrat schließlich gefriergetrocknet.

Das Versuchsfeld, eine Parabraunerde auf Löß, wurde parzelliert (2 x 5 m große Parzellen), so dass von jedem der Ansätze vier Wiederholungen durchgeführt werden konnten:

- Negativkontrolle ohne Beaufschlagung
- 1 x Kompostkontrolle (einmalige Aufbringung von 30 kg Kompost/Parzelle)
- 2 x Kompostkontrolle (zweimalige Aufbringung von jeweils 15 kg Kompost/Parzelle)

- Kompost mit 10^3 Sporen g^{-1} (einfache und zweifache Ausbringung mit je 30 bzw. 15 kg/Parzelle)
- Kompost mit 10^5 Sporen g^{-1} (einfache und zweifache Ausbringung mit je 30 bzw. 15 kg/Parzelle)

Die gefriergetrockneten Sporen wurden abgewogen, in eine Kompostvormischung eingebracht und die Endmischung für jede Parzelle separat hergestellt. Die Sporengehalte der Endmischungen wurden vor dem Ausbringen auf die Parzellen bestimmt.

Die mit den Sporen gespikten Biokomposte und Kontrollen wurden in die oberen 5 cm des Bodens eingearbeitet. Eine handelsübliche Weidegrasmischung (mit Klee) wurde eingesät, um einen natürlichen Aufwuchs zu simulieren. Im ersten Versuchsjahr wurden die Parzellen zumeist im monatlichen Abstand, im zweiten und dritten Versuchsjahr im dreimonatigen Abstand beprobt. Die Proben wurden aus zwei unterschiedlichen Tiefen entnommen (0-5 cm sowie 10-30 cm) und nach einem vorher definierten Protokoll aufgearbeitet.

Als mikrobiologische Parameter wurden bestimmt:

- aerobe Gesamtkeimzahl
- anaerobe Gesamtkeimzahl
- „Nischenbakterien“ Sporen (Bakterien, die aufgrund ihrer Wachstumseigenschaften und ihres Stoffwechsels eine ähnliche Nische wie *C. botulinum* besetzen können)
- „Nischenbakterien“ vegetative Zellen
- Pilze, Gesamtkeimzahl
- *Clostridium perfringens*, einschließlich α , β und ϵ -Toxin
- toxinogene *C.-botulinum*-Sporen in einer quantitativen PCR (MPN-PCR aus kultivierten Verdünnungsreihen)

3 Ergebnisse

In den Parzellen, die als Negativ- und Kompostkontrollen dienten, wurden zu keinem Zeitpunkt *C.-botulinum*-Sporen nachgewiesen. In den Parzellen mit 10^3 Sporen waren die Bakterien über einen längeren Zeitraum nachweisbar. Die Ergebnisse der Parzellen mit 10^5 Sporen belegen, dass die Population über den bisherigen Untersuchungszeitraum von 2,5 Jahren persistierte. Bei den höheren Konzentrationen wurde zudem die Verlagerung in den Bereich 10-30 cm nachgewiesen. In Abb. 1 ist die Veränderung der gemessenen Sporenpopulation beispielhaft an den Parzellen mit 10^5 Sporen (einfache Ausbringung) dargestellt.

In der Redundanzanalyse wurde berechnet, welchen Einfluss die untersuchten Parameter auf die gemessenen *C.-botulinum*-Sporenkonzentrationen hatten.

Abb. 2 gibt die Auswertung am direkten Gradienten wieder. Die Signifikanz der einzelnen Variablen wurde über den Monte-Carlo-Permutation-Test bestimmt.

¹Institut für angewandte Biotechnologie der Tropen an der Georg-August-Universität Göttingen, 37077 Göttingen

²miprolab Gesellschaft für mikrobiologische Diagnostik mbH, Kellnerweg 6, 37077 Göttingen

*e-mail: fgessle@gwdg.de

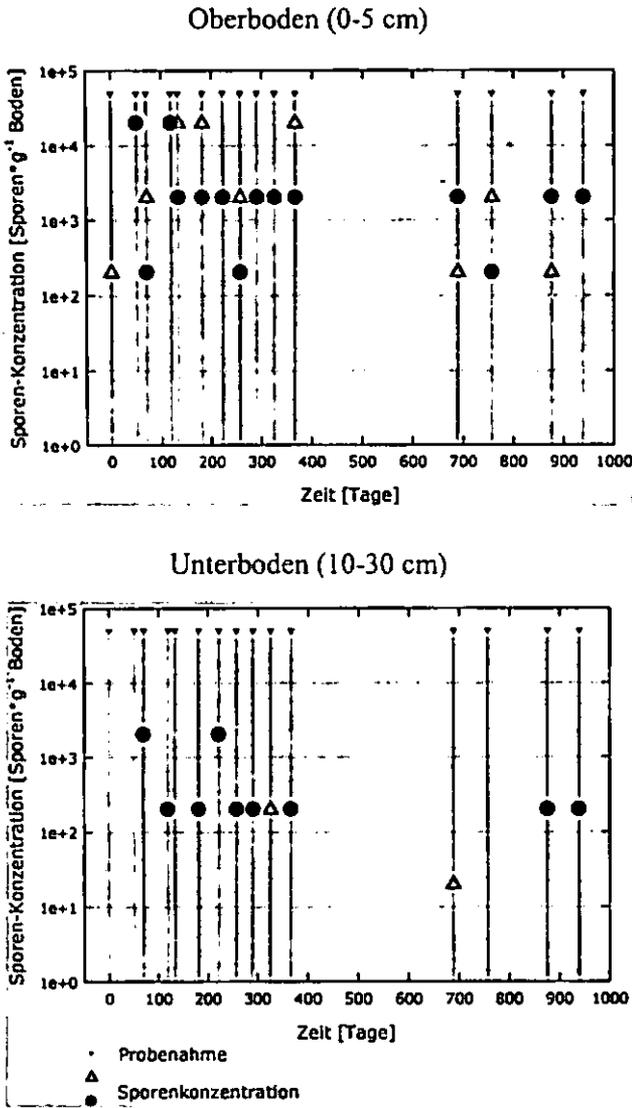


Abb. 1: Nachweis von *C. botulinum*-Sporen in der MPN-PCR aus den Parzellen mit 10^5 Sporen (einfache Ausbringung)

Im Frühjahr des zweiten Versuchsjahres wurde auf den Parzellen mit Sporenausbringung Kleewachstum beobachtet, wohingegen die Kontrollparzellen nur Grasaufwuchs zeigten. Die getrennte Bestimmung des Gras- und Kleeaufwuchs zeigt eine deutliche Beziehung der erzielten Biomasse in Abhängigkeit von der aufgetragenen Sporenkonzentration (s. Abb. 3).

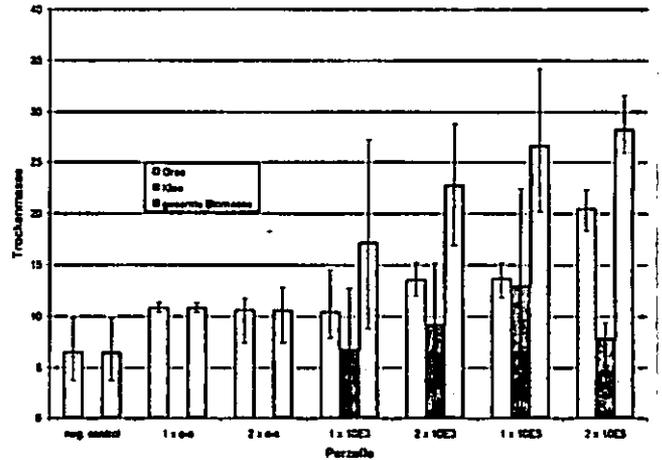


Abb. 3: Quantitative und differenzierte Bestimmung des Aufwuchses im Frühjahr des zweiten Versuchsjahres

Weitergehende Untersuchungen der Klee-Rhizosphäre zeigten, dass sich in unmittelbarer Nähe der Kleewurzeln deutlich höhere *C. botulinum*-Sporen-Gehalte nachweisen lassen als im umgebenden Boden. Eine positive Wechselbeziehung zwischen Klee und *C. botulinum* darf postuliert werden. Die Versuche zu einer weitergehenden Überprüfung und Charakterisierung dieser Beobachtung sind in Planung.

Danksagung

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Umweltbundesamtes unter dem Förderkennzeichen (UFOPLAN) FKZ 200 62 201 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Literatur

Böhnel, H. and K. Lube (2000): *Clostridium botulinum* and biocompost. A contribution to the analysis of potential health hazards caused by bio-waste recycling. Journal of Veterinary Medicine B 47, 785-795.

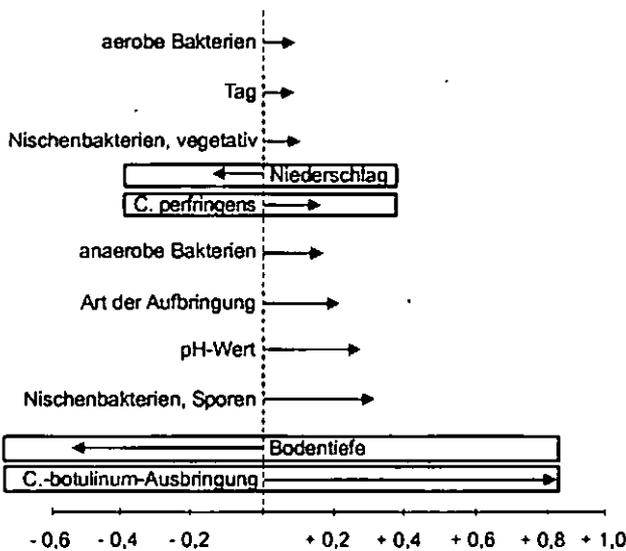


Abb. 2: Statistische Auswertung (Redundanzanalyse) der untersuchten Parameter in Bezug auf die gemessenen *C. botulinum*-Sporen-Konzentrationen. Die Werte sind bezogen auf die Feuchtmasse. Die im Monte-Carlo-Permutation-Test signifikanten Variablen sind gerahmt dargestellt.

Verteilung der potenziellen Nitrifikation in Bodenaggregaten

Hoffmann, H. und Wilke, B.-M.

Die Schadwirkung von Schwermetallen im Boden ist hauptsächlich auf Oberflächen von Aggregaten begrenzt, da diese außerdem eine erhöhte mikrobielle Aktivität aufweisen (Augustin, S., 1992), sind in aggregierten Böden kleinräumige Unterschiede hinsichtlich der Schaddynamik zu erwarten.

Ziel unserer Arbeiten ist es daher, zunächst ein fundamentales Verständnis über die räumliche Verteilung der mikrobiellen Diversität, Aktivität und Funktionen in diesen Mikrohabitaten zu gewinnen. Dafür wurde als erster Parameter die potenzielle Nitrifikation gewählt. Die Verteilung wurde in Aggregaten aus drei Böden (Terra fusca, Rendzina, Braunerde Pseudogley) unter unterschiedlicher Nutzung bestimmt.

PROBLEMSTELLUNG:

Für die Bestimmung der potenziellen Nitrifikation mit Hilfe der Standardmethode (DIN ISO 15685) benötigt man eine Probemenge von 25 g. Bei der Aufteilung der Aggregate (Ø 2- 3 cm) in die Kompartimente Oberfläche und Kern, fällt nicht soviel Probenmaterial an. Daraus resultierte die Frage: Lässt sich die Standardmethode miniaturisieren?

MATERIAL UND METHODE:

BÖDEN:

Tab. 1: Böden (Ah bzw. Ap-Horizont) unterschiedlicher Charakteristika zur Verifizierung der Methodenoptimierung

Bezeichnung	Nutzungsart	pH	C _{org}	N _{tot}	T _{on} [%]
BO	Acker	5,07	1,17		6,2
EH	Acker	5,43	3,02		24,5
KK	Acker	5,52	1,7	0,06	3,6
BY	Grünland	5,65	1,99	0,15	20,6
SP-W	Wald	5,96	4,0	0,3	41,4
BI	Acker	6,0	0,8	0,07	5,2
SP-G	Grünland	6,47	2,24	0,21	23,5
PL-W	Wald	6,51	4,65	0,41	26,9
PL-G	Grünland	6,91	10,6	1,26	32,9
SP-A	Acker	6,92	1,85	0,17	34,1
NH	Acker	7,2	2,1	0,11	15,4

Technische Universität Berlin
 Institut für Ökologie
 FG - Abfallbelastung der Landschaft
 Franklinstrasse 29
 10587 Berlin

MINIATURISIERUNG DER DIN ISO 15685:

- Messen der Extrakte – gewonnen mittels Filtrat oder Zentrifugation (500 - 3000 x g; für 2 min) – im Mikroplate Reader.
- Einwirkzeiten (10 - 40 min) von KCl zur Beendigung der Reaktionen.
- Konzentrationsvarianten (5 – 15 mmol/l) des Hemmstoffes NaClO₃; zur Unterbindung der Nitratbildung.
- Unterschiedliche Verhältnisse von Probeneinwaage : Flaschen (1:8; 1:10; 1:20).

AGGREGATBEARBEITUNG:

Die Aggregate wurden per Handauslese gewonnen und in einzelne Kompartimente aufgeteilt: Dazu wurde die äußere Schale (~1mm) mit einem Skalpell abgetrennt (Aggregatschale), ein mittlerer Ring (~1mm) wurde abgetrennt und verworfen, um eine deutliche Trennung zwischen Schale und Kern zu erhalten.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION:

METHODENOPTIMIERUNG:

Verringerung aller Volumen und Massen um 1:10 zeigte gute Übereinstimmung zwischen den beiden Methoden; allerdings nur bis zu Raten von 1,5 mg NO₂-N g TM⁻¹ h⁻¹. Bei höheren Nitrifikationsraten lagen die Werte bei der miniaturisierten Methode (MTP) niedriger:

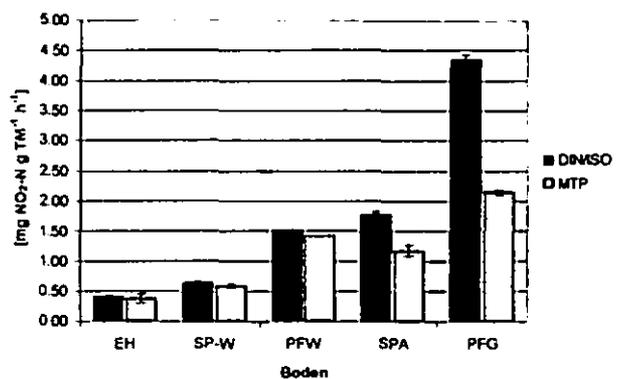


Abb. 1: Potenzielle Nitrifikation [mg NO₂-N g TM⁻¹ h⁻¹] in fünf ausgewählten Böden, bestimmt nach DIN ISO-Norm und mittels miniaturisierter Methode (MTP).

Dieses führte zu weiteren Modifikationsversuchen:

- Extraktgewinnung durch Zentrifugation (3000 x g, 2 min).
- Zentrifugation nach 20 min Standzeit.
- NaClO₃ Konz. von 5,63 mmol/l.
- Ideales Verhältnis von Probeneinwaage: Flaschenvolumen = 1:20:

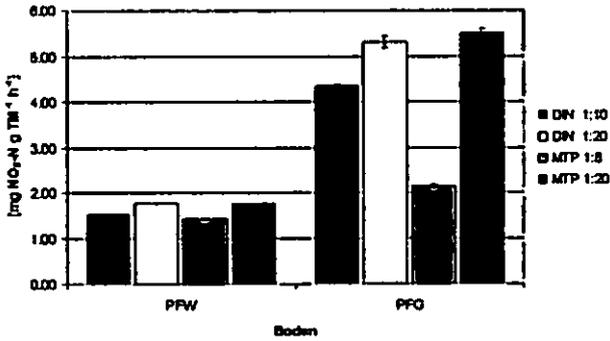
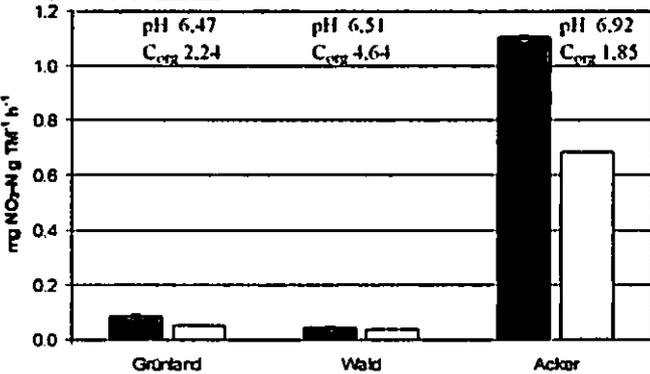


Abb. 2: Potenzielle Nitrifikation [$\text{mg NO}_2\text{-N g TM}^{-1} \text{h}^{-1}$] in zwei ausgewählten Böden, bestimmt nach DIN ISO-Norm (1:10 /1:20) und mittels miniaturisierter Methode MTP (1:8/ 1:20)

Für die mikrobielle Oxidation von Ammonium wird Sauerstoff benötigt. Da der Sauerstoff durch Oxygenasen umgesetzt wird, kann die Kinetik der Nitritbildung in Abhängigkeit von der Sauerstoffkonzentration beschrieben werden. Bereits Hooper (1969) beobachtete eine lineare Abhängigkeit der Nitritbildung und des Sauerstoffverbrauches von Reinkulturen mit *Nitrosomonas europaea*. Es ist daher nahe liegend, dass die zu niedrigen Nitrifikationsraten bei der MTP Methode am limitierten Sauerstoff lagen.

ANALYSE DER AGGREGATE:

A) Terra fusca:



B) Rendzina

C) Braunerde Pseudogley

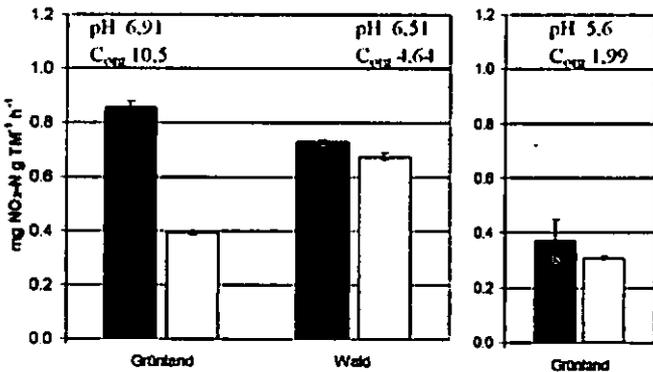


Abb. 3: Verteilung der potenzielle Nitrifikation [$\text{mg NO}_2\text{-N g TM}^{-1} \text{g h}^{-1}$] in Aggregatoberflächen (dunkelgrau) und Kern (hellgrau). In A einer Terra fusca, B Rendzina und C Braunerde Pseudogley unter verschiedenen Nutzungsformen.

Unter Ackernutzung wurden die höchsten Nitrifikationsraten gemessen – durch Düngung oder Ernterückstände erhöht sich der aktive Pool des organisch gebundenen Stickstoffs, und dadurch die Mobilisation von austauschbarem Ammonium.

Im Aggregatinneren lagen die Nitrifikationsraten eindeutig niedriger als an den Außenschalen. Ausnahme bildeten die Aggregate aus Waldnutzung, bei denen sich die potenzielle Nitrifikation nicht so stark unterschied – Grund dafür war die schlechte Aggregation des Waldbodens (Sandgehalte von 53,1/ 66 %).

SCHLUSSFOLGERUNG UND AUSBLICK:

Die Ergebnisse zeigen zum einen, dass es möglich ist, die potenzielle Nitrifikation in kleinen Probenmengen zu bestimmen. Zum anderen konnten messbare Unterschiede der Aktivitäten zwischen Aggregatschale und –kern aufgezeigt werden.

Die Aggregate sollen weiterführend mit anderen Methoden untersucht werden: Messung von Enzymaktivitäten sowie Bestimmung der Änderungen in Gen Pools (gesamt sowie funktionell) mikrobieller Gemeinschaften; um darauf aufbauend, die Auswirkung von Schwermetallen untersuchen zu können.

LITERATUR:

Augustin, S., 1992: Mikrobielle Stofftransformation in Bodenaggregate. Universität Göttingen. *Berichte des Forschungszentrum Waldökosystem*. Reihe A, 85, pp. 152.

DIN ISO 15685, 2004: Bestimmung der potenziellen Nitrifizierung und Hemmung der Nitrifizierung – Schnellverfahren mittels Ammoniumoxidation.

Hooper A. B., 1969: Lag - Phase of Ammonia oxidation by resting cells of *Nitrosomonas europaea*. *J. Bacteriol.*, 97, 968 – 969.

Priming Effekte in Korngrößenfraktionen im Bhs-Horizont eines Podsols nach Zugabe von Fructose und Alanin

Heike Ohm¹, Ute Hamer² und Bernd Marschner¹

Einleitung

Die Zufuhr von organischen Substraten oder Pflanzenresten kann zu einer Veränderung in der Umsetzung der organischen Bodensubstanz führen. Dieses Phänomen wird als Priming Effekt bezeichnet (KUZJAKOV et al. 2000).

Trotz zahlreicher Untersuchungen ist bislang nicht bekannt, welche Fraktionen der organischen Bodensubstanz besonders von Priming Effekten betroffen sind. Vermutet wurde, dass hauptsächlich die junge, labile organische Substanz beeinflusst wird und weniger die ältere, abbauresistentere, wie sie vor allem in der Schluff- und Tonfraktion auftritt (JENKINSON 1971). Erste Untersuchungen, die HAMER et al. (2004) mit pyrogenem Kohlenstoff durchführten, widerlegen dies jedoch.

Zudem ist fraglich, ob Priming Effekte in fraktionierten Proben wiederholt auslösbar sind oder ob der betroffene C-Pool limitiert ist.

Dementsprechend war die Untersuchung von Priming Effekten in unterschiedlichen Korngrößenfraktionen von Interesse.

Material und Methoden

Der Bhs-Horizont eines Podsols unter Fichte wurde mit Hilfe einer physikalischen Korngrößenfraktionierungsmethode fraktioniert. Dazu wurde eine Bodenprobe im Verhältnis 1:5 mit Reinstwasser vermischt und mit einer Energie von 440 J ml⁻¹ mit einer Ultraschallsonde (Labsonic U, Braun) beschallt. Anschließend wurde die Sandfraktion abgesiebt und der Siebdurchgang zur Abtrennung der Schluff- und Tonfraktion in Atterbergzylindern zur Sedimentation abgestellt. Die Suspensionen wurden druckfiltriert (Porengröße 0,45 µm) und bei 30 °C getrocknet. Die gewonnenen Korngrößenfraktionen Sand, Schluff und Ton sowie der nicht fraktionierte Bhs-Horizont wurden für einen Zeitraum von

2 Monaten inkubiert. Als organische Substrate wurden einheitlich ¹⁴C-markierte Fructose und Alanin ausgewählt. Die Zugaben erfolgten in Anlehnung an HAMER & MARSCHNER (2005a; 2005b) in einer Größenordnung von 13,3 µg Substrat-C mg⁻¹ C_{org}. Im ersten Teil des Versuchs wurde den Proben je ¼ der Substratmenge im wöchentlichen Rhythmus hinzugefügt. Am Tag 28 wurde noch einmal die gesamte Substratmenge hinzugefügt.

Die Inkubation der Proben erfolgte im Respicond (Nordgren Innovations, Schweden) bei 20 °C. Das entstehende CO₂ wird dabei in einer 0,06 M KOH-Lösung aufgefangen und über die Änderung der Leitfähigkeit die CO₂-Freisetzung berechnet. Das entstehende ¹⁴C-CO₂ wurde in regelmäßigen Abständen mit Hilfe der Flüssigkeitsszintillation (Beckmann LS 600 TA) bestimmt.

Die Priming Effekte wurden in Anlehnung an HAMER & MARSCHNER (2002) für jeden Zugabezeitraum berechnet.

Ergebnisse und Diskussion

Wie die Tab. 1 zeigt hat die Schlufffraktion mit 48,4 % den größten Anteil an der Gesamtmasse. 31,5 % der Masse liegt in der Sandfraktion vor. Die Tonfraktion trägt zwar nur mit 20,1 % zur Gesamtmasse des Horizonts bei, jedoch ist hier der C_{org}-Gehalt mit 119,6 g kg⁻¹ am höchsten. Nur etwa halb soviel C_{org} enthält die Schlufffraktion, in der Sandfraktion ist mit 16,4 g kg⁻¹ mit Abstand am wenigsten organischer Kohlenstoff vorhanden.

Die C/N-Verhältnisse sind alle weit und liegen über 21. Sie nehmen mit abnehmender Korngröße ab.

Tab. 1: Kennwerte der Korngrößenfraktionen

Eigenschaften	Sand	Schluff	Ton
Anteil an der Gesamtmasse [%]	31,5	48,4	20,1
C _{org} [g kg ⁻¹]	16,4	60,3	119,6
C/N	27,3	26,2	21,7

Die Mineralisation von Fructose bzw. Alanin unterscheidet sich in den jeweiligen Proben nur wenig voneinander (vgl. Tab. 2). Am höchsten ist die Mineralisation jeweils in der Schlufffraktion. Im unfraktionierten Bhs-Horizont wurde mit 42,3 bzw. 49,8 % am wenigsten Fructose und Alanin mineralisiert. Im Vergleich wurde Alanin stärker mineralisiert als Fructose, allerdings wird ein großer Teil beider Substrate nicht vollständig

¹Ruhr-Universität Bochum
Geographisches Institut, Bodenkunde/Bodenökologie
Heike.Ohm@ruhr-uni-bochum.de

²Technische Universität Dresden
Institut für Bodenkunde und Standortslehre

mineralisiert und verbleibt im Boden.

Tab. 2: Substratmineralisation nach 56 Tagen

Probe	Fructose	Alanin
Bhs	42,3	49,8
Sand	50,2	53,3
Schluff	52,7	57,5
Ton	45,6	53,8

Die Tab. 3 zeigt die SOC-Mineralisation und die Priming Effekte im unfraktionierten Bhs-Horizont und den Korngrößenfraktionen Sand, Schluff und Ton für den ersten und zweiten Versuchszeitraum.

Tab. 3: SOC-Mineralisation und Priming Effekte im Bhs-Horizont und den Korngrößenfraktionen

Probe	0 - 28 Tage			28 - 56 Tage		
	SOC-Mineralisation [%]	Priming Effekt		SOC-Mineralisation [%]	Priming Effekt	
		Fructose [%]	Alanin [%]		Fructose [%]	Alanin [%]
Bhs	0,24	147	119	0,19	340	245
Sand	1,17	30	42	0,81	119	96
Schluff	0,39	53	89	0,34	231	276
Ton	0,41	67	90	0,28	210	280

Die SOC-Mineralisation ist in der Sandfraktion mit 1,17 bzw. 0,81 % in beiden Untersuchungszeiträumen jeweils am höchsten. Hier scheint sich demnach besonders viel leicht abbaubare organische Substanz zu befinden. In der Schluff- und Tonfraktion ist sie jeweils sehr ähnlich und im Bhs-Horizont durchweg am geringsten, was darauf hinweist, dass die Fraktionierung zu einer Destabilisierung des SOC führt. Die SOC-Mineralisation ist zwischen Tag 28 und 56 im Vergleich zu den ersten vier Wochen der Inkubation deutlich reduziert.

Durch die Substratgaben kam es in allen Varianten zu einer deutlich erhöhten Mineralisation von bodenbürtigem organischen Kohlenstoff im Vergleich zur Kontrolle, d.h. zu hohen Priming Effekten. Im Bhs-Horizont sind die Priming Effekte jeweils nach Zugabe von Fructose höher als nach Alaninzugabe. In den Korngrößenfraktionen löst dagegen die Zugabe von Alanin höhere Priming Effekte aus als die Zugabe von Fructose. Eine Ausnahme stellt hierbei lediglich die Sandfraktion zwischen Tag 28 und 56 dar.

Die Priming Effekte liegen nach der hohen Substratzugabe an Tag 28 höher als nach der wiederholten Zugabe kleinerer Mengen.

Schlussfolgerungen

Es lässt sich feststellen, dass die die Höhe der Priming Effekte im Trend mit jeder Zugabe angestiegen ist. Zudem bewirkte die einmalige Zugabe der gesamten Substratmenge an Tag 28 höhere Priming Effekte als die wiederholte Zugabe kleinerer Mengen. Als mögliche Ursachen kommen dabei eine Adaption der Mikroorganismen an das Substrat, kometabolischer Abbau und ein Wachstum der Mikroorganismenpopulation in Frage.

Die nach Zugabe des Alanins meist größeren Priming Effekte weisen darauf hin, dass die Mineralisation in diesen Proben nicht nur energie-, sondern auch stickstofflimitiert ist.

Es zeigte sich außerdem, dass die Priming Effekte wiederholt auslösbar waren. Der betroffene Pool der organischen Bodensubstanz war also nicht begrenzt.

Auch in der Schluff- und Tonfraktion traten zum Teil sehr hohe Priming Effekte auf. Dies belegt, dass nicht nur, wie häufig vermutet, die labile, junge organische Substanz im Boden von Priming Effekten betroffen ist, sondern auch der stabile C-Pool, der in der Schluff- und Tonfraktion vermutet wird. Die relative Stabilität der organischen Substanz in diesen beiden Fraktionen beruht anscheinend zumindest zum Teil auf einer Stabilisierung durch eine Substratlimitierung. Denn sobald den Mikroorganismen organische Substrate zur Verfügung stehen, setzt auch hier eine deutliche Steigerung in der Umsetzung organischer Bodensubstanz ein.

Literatur

- HAMER, U.; MARSCHNER, B. (2002): Priming effects of sugars, amino acids, organic acids and catechol on the mineralization of lignin and peat. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165: 261-168.
- HAMER, U.; MARSCHNER, B. (2005a): Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. *Soil Biology & Biochemistry* 37: 445-454.
- HAMER, U.; MARSCHNER, B. (2005b): Priming effects in soils after combined and repeated substrate additions. *Geoderma* 128: 38-51.
- HAMER, U., et al. (2004): Interactive priming of black carbon and glucose mineralisation. *Organic Geochemistry* 35: 823-830.
- JENKINSON, D. S. (1971): Studies on the decomposition of C¹⁴ labelled organic matter in soil. *Soil Science* 111: 64-70.
- KUZUYAKOV, Y., et al. (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1485-1498.

Lebende Steine –

Grobboden als Nährelementquelle und Lebensraum für Pilze

B. Raber, Ernst E. Hildebrand¹

Einleitung

Die Skelettfraction in Böden besitzt ein hohes Potenzial kurz- bis mittelfristig verfügbarer Nährstoffe (UGOLINI et al. 1996), das insbesondere auf sauren Waldstandorten einen bedeutenden, aber bislang weitestgehend unbeachteten, Zusatzspeicher darstellen kann (HEISNER et al. 2004).

Andererseits weisen hohe C- und N-Gehalte des Grobbodens auch auf eine Einbindung in biogeochemische Stoffkreisläufe hin (CORTI et al. 2002). Einzelbefunde zur direkten Nutzung des Grobbodens (z.B. BLUM et al. 2002) durch Mykorrhizapilze belegen seine Rolle zur Nährelementversorgung in Waldstandorten.

Allerdings ist der Zusammenhang der Steuerung zwischen dem Nährelementangebot des Grobbodens und seiner Erschließung weitestgehend unklar. Basierend auf der Annahme einer Regelung durch das Nährstoffniveau des Feinbodens wurden das Nährstoffangebot und dessen Erschließung durch Pilze entlang eines horizontalen Gradienten der Verwitterung zwischen Fein- und Grobboden untersucht.

Material und Methoden

Aus einer flächenbezogenen Untersuchung zum Nährstoffpotenzial des Grobbodens im Südschwarzwald (HEISNER et al. 2004) wurden anhand ihrer chemischen Kenngrößen 4 saure Waldstandorte auf Granit (gr_1, gr_2) und Gneis (gn_1, gn_2) ausgewählt und die Fraktionen des Feinbodens (Fb), skelettnahen Feinbodens (=Ummantelung, M) und des Grobbodens (Gb) untersucht.

Die Ummantelung wurde aus der wässrigen Suspension der Siebfraction >2mm durch Zentrifugation getrennt. Die Ak_c wurde im batch-Verfahren für die Feinbodenfraktionen und den Grobboden (KERN et al. 2005) bestimmt. Hyphen im Feinboden wurden extrahiert (modifiziert nach EGERTON-WARBURTON et al. 2003) und bei 400x Vergrößerung quantifiziert. In Anschliffpräparaten wurden die Hyphen der Skelettpartikel mikroskopisch identifiziert (Blaulich, 500x Vergrößerung) und mittels stereologischer Methoden quantifiziert. Dabei wurden nur solche Objekte als Hyphen identifiziert, die eindeutige Zellkriterien (z.B. Abgrenzung einer Zellwand zum Gewebe) aufwiesen und deren 3-dimensionales Wachstum bei Variation der Tiefenschärfe eindeutig erkennbar war. Die Verwitterungsintensität eines Skelettpartikels wurde durch Interpretation der Mineralbereiche unter Einsatz eines kationischen

Farbstoffes näherungsweise erfasst und flächenbezogen in 3 Gruppen klassifiziert.

Ergebnisse und Diskussion

Die Ummantelung zeigt bei allen 4 Standorten gegenüber Fein- und Grobboden ein Maximum der austauschbaren (Ca+Mg)-Kationen, die gegenüber dem Feinboden um das 2- bis 6-fache, bei Standort gr_2 um das 10- bis 16-fache höher ist (Tab. 1). Dieser Quotient liegt für Al und K bei allen Standorten, unabhängig der Tiefenstufe, meist nur bei 1 bis 2. Die Mb-Kationen des Feinbodens sind bei Standort gn_2 im Unterboden deutlich höher gegenüber den anderen drei Standorten. Während sich die Standorte gn_1 und gr_1 hinsichtlich ihrer verfügbaren Nährstoffe im Unterboden nur unwesentlich unterscheiden, weist Standort gr_2 mit 0,25 – 0,41 µmol_c g⁻¹ im Feinboden nahezu keine Gehalte an austauschbarem Ca+Mg auf.

Tab. 1: Kenngrößen zur Nährstoffverfügbarkeit von Feinboden, Ummantelung und Grobboden.

Tiefe [cm]	gr_1			gr_2			gn_1			gn_2		
	Fb	M	Gb									
(Ca+Mg)-Kationen [µmol_c g⁻¹]												
0-5	15,6	46,8	3,4	3,8	21,1	7,1	17,5	29,2	6,5	3,4	16,1	4,1
-10	6,8	16,4	2,1	1,2	13,5	3,8	4,6	10,3	2,4	2,7	5,7	1,6
-30	4,4	8,3	0,8	0,4	7,3	2,7	1,9	9,2	1,2	1,7	3,3	0,6
-60	2,7	2,9	0,3	0,4	3,9	2,2	1,5	6,0	0,6	2,7	13,4	5,2
-90	1,7	2,4	0,2	0,3	2,8	1,6	1,1	5,1	0,3	9,9	37,3	18,8
Basensättigung [%]												
0-5	17	30	14	3	9	40	24	30	32	6	20	21
-10	9	12	9	2	5	31	11	12	14	7	11	8
-30	8	9	6	3	4	22	5	6	6	6	8	5
-60	8	8	5	3	4	24	4	5	4	9	22	20
-90	8	10	6	3	3	21	5	6	5	25	63	68

Unter Berücksichtigung der Basensättigung bleibt festzuhalten, dass die Standorte gr_1 und gn_1 auf niedrigem Niveau keinen Gradienten der Nährelementverfügbarkeit zwischen versauertem Feinboden und Skelett aufbauen. Die Basensättigung des Feinbodens von 3-4 % bei Standort gr_2 zeigt einen sehr hohen (Ca+Mg)-Export an, der sich qualitativ offensichtlich bis zur Ummantelung fortgesetzt hat, wobei die Nachlieferung aus der Mineralverwitterung des Grobbodens zu einer Basensättigung von 21-24 % führt und damit einen extremen Gradienten der Verfügbarkeit bildet. Bei Standort gn_2 ist mit zunehmender Tiefe eine Zunahme der verfügbaren Nährstoffe verbunden. Im horizontalen Gradienten ist nur im Feinboden ein höherer Export gegenüber Skelett und Ummantelung festzustellen.

Die Hyphendichte in der Ummantelung ist im Oberboden bei allen Standorten höher als im Feinboden (Abb. 1). Dieser Befund setzt sich bei den Standorten gn_1 und gr_1 auch für den Bereich von 10-30 cm fort, wogegen bei 60-90 cm auf niedrigem Niveau der Hyphendichte keine signifikanten Unterschiede festzustellen sind. Bei Standort gn_2 ist im gesamten

¹ Institut für Bodenkunde und Waldernährung
 Universität Freiburg, Bertoldstr. 17, 79098 Freiburg
 <bernd.raber@bodenkunde.uni-freiburg.de>

Unterboden kein Unterschied zu erkennen. Bei Standort gr_2 ist die Hyphendichte in 10-30 cm für die Ummantelung höher als im Oberboden und um das 5-fache (bzw. 2,5-fache in 60-90 cm) höher als im Feinboden. Offensichtlich sind die verfügbaren Nährstoffe im Feinboden so stark entleert (Tab. 1), dass die Hyphen gezwungen sind, ergiebige Quellen zu erschließen.

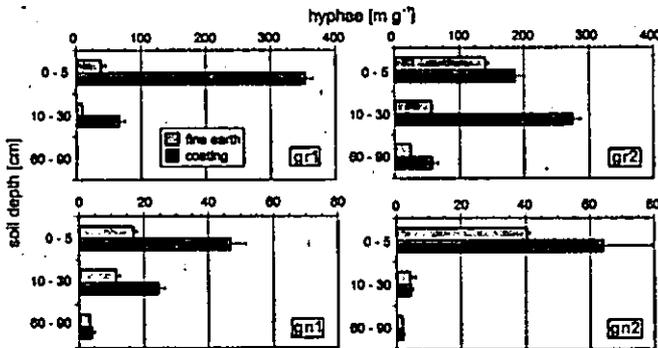


Abb. 1: Hyphendichte in Feinboden und Ummantelung. Von 3 untersuchten Waldstandorten (Unterboden, 1-2 Tiefenstufen) konnten bei 2 Standorten im Bereich von 23-75 cm Tiefe in den Skelettpartikeln Längendichten von 1,5-6 mm mm⁻³ festgestellt werden (Abb. 2). Bei Standort gn_2 konnten bis auf wenige Hyphen an der Oberfläche keine Hyphen in den Partikeln identifiziert werden. Die Ergebnisse zur Hyphendichte in der Skelettfraction korrespondieren mit denen zur Erschließung der Ummantelung.

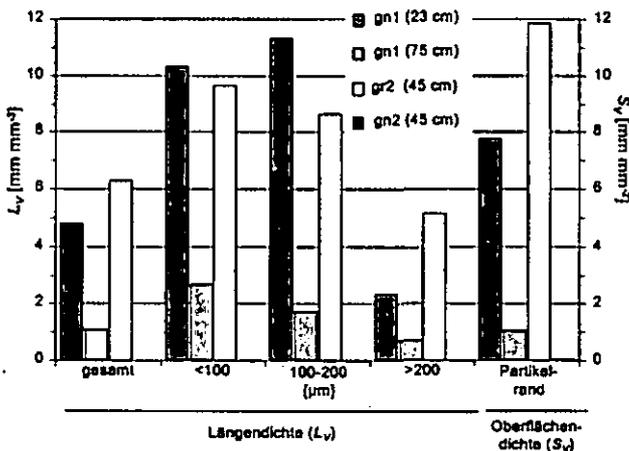


Abb. 2: Hyphendichte in Skelettpartikeln bzw. an der Partikeloberfläche bei 4 Unterbodenproben.

Bei einer generellen Abnahme der Hyphendichte mit zunehmender Eindringtiefe in die Partikel ist bei den „ältesten“ Steinen der geringsten Tiefe (23 cm) die „Front“ der mittleren Erschließung der Partikel (Bereich <100 µm = 100-200 µm) schon weiter vorgeschritten als bei „jüngeren“ Steinen.

Das Hyphenwachstum in den Skelettpartikel folgt meist Fissuren oder erschließt isotrop den 3-dimensionalen Raum von Verwitterungszonen. Allerdings konnte auch in nahezu unverwitterten Feldspäten eine Erschließung von Mineralphasen festgestellt werden, die ein- bis zweidimensional (auf der Suche nach Nährstoffquellen?) ausgerichtet ist.

Die Funktion der Nährstoffaufnahme bei der Erschließung des Grobbodens wird durch Ergebnisse

zur Hyphendichte in Abhängigkeit der Verwitterungsintensität unterstützt, da unverwitterte Mineralbereiche (v3) signifikant niedrigere Hyphendichten gegenüber stark bzw. schwach verwitterten Bereichen (v1 bzw. v2) aufweisen (Abb. 3).

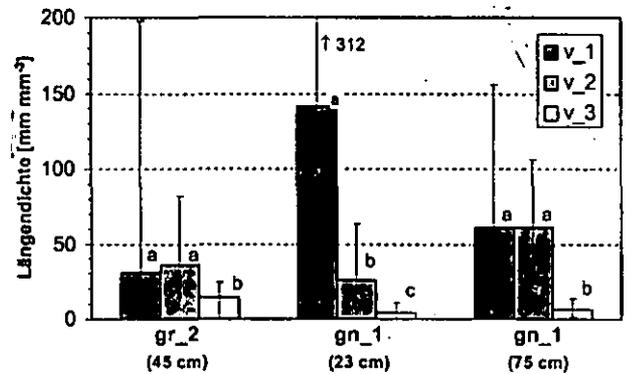


Abb. 3: Hyphendichte in Skelettpartikeln in Abhängigkeit der Verwitterungsintensität der Mineralbereiche.

Darüber hinaus konnten Sklerotien in Partikeln identifiziert werden, die nahezu ausschließlich in Partikeln in mit hohem Anteil (70-100 %) der Hyphendurchtritte in Verwitterungszonen (v1+v2) auftraten. Dieser Befund kann als Strategie zur langfristige Sicherung effizienter Nährstoffpools für die Symbiose durch Ausbildung von Dauerstadien interpretiert werden.

Fazit

Dem Grobboden kommt in nährstoffarmen Waldstandorten eine wichtige Rolle bei der Nährstoffversorgung zu. Der Umfang seiner Erschließung lässt sich im Zusammenhang zum Nährstoffniveau des Feinbodens und seinem Gradienten zum Skelett interpretieren:

- bei niedrigem Niveau des Feinbodens und keinem ausgeprägten Gradienten werden skelettbürtige Pools als Zusatzspeicher genutzt.
- bei extrem niedrigem Niveau des Feinbodens und deutlichem Gradienten dienen skelettbürtige Pools als Haupt- bzw. alleiniger (?) Speicher.
- bei hohem Niveau des Feinbodens bleiben weitere Pools weitestgehend ungenutzt (unabhängig vom Gradienten).

BLUM J.D., KLAUE A, NEZAT A.N., DRICOLL C.T., JOHNSON C.E, SICCAMA, T.G., EAGAR C, FAHEY T.J., LIKENS G.E. (2002): Mycorrhizal weathering of apatite as an important calcium source in base-poor forest ecosystems. *Nature* 417, 729-731.
 CORTI G., UGOLINI F., AGNELLI A., CERTINI G., CONIGLIO R., BERNA F., FERNANDEZ M. (2002): The soil skeleton, a forgotten pool of carbon and nitrogen in soil. *Europ. J. Soil Sci.* 53, 283-298.
 EGERTON-WARBURTON L.M., GRAHAM R.C., HUBBERT K.R. (2003): Spatial variability in mycorrhizal hyphae and nutrient and water availability in a soil weathered bedrock profile. *Plant Soil* 249, 331-342.
 HEISNER U., RABER B., HILDEBRAND E.E. (2004): The importance of the skeleton for plant available nutrients in forest sites of the Southern Black Forest. *Europ. J. For. Res.* 123, 249-257.
 KERN M., RABER B., HILDEBRAND E.E. (2005): Nährstoffpotenzial des Grobbodens: Integration in das Bodenmonitoring. *dieser Band*.
 UGOLINI F.C., CORTI G., AGNELLI A., PICCARDI F (1996): Mineralogical, physical and chemical properties of rock fragments in soil. *Soil Sci.* 161, 521-542.

Transektmessungen von Eindringwiderständen auf ackerbaulich genutzten Sandböden Nordwestdeutschlands

H.-G. Schön¹ und S. Hinck

Fragestellung:

Die mechanische Bodenbelastung und daraus resultierende Bodenbeanspruchung variiert auf ackerbaulich genutzten Flächen kleinräumig und kann zu Schadverdichtungen führen. Ziel der Untersuchung war es, anhand von Transektmessungen die Beanspruchung von Sandböden Nordwestdeutschlands zu ermitteln und mögliche Ursachen für Lagerungsheterogenitäten festzustellen.

Material und Methoden:

Bei der untersuchten Fläche (Feld HHH) handelte es sich um eine Braunerde aus Flugsand über glazifluvialen Sänden in der Gemarkung Ebersdorf im Landkreis Rotenburg/Wümme. Die Bodenart ist Ss. Entlang eines Transekts von 30 m Länge quer zur Bearbeitungsrichtung wurden in Abständen von 5 cm die Eindringwiderstände (EDW) mit Hilfe eines Penetrolloggers der Firma Eijkelkamp bis in eine Tiefe von 80 cm gemessen. Die Fahrgassen hatten einen Abstand von 10 m.

Gearbeitet wurde mit einer statischen Penetration von 2 cm/s und einem Konustyp von 1 cm², 60°. Die Messungen erfolgten bei annähernd Feldkapazität. Anhand der Transektergebnisse wurden Bereiche mit hohem und niedrigem EDW identifiziert und in Bearbeitungsrichtung auf einer Strecke von 8 Metern untersucht, um die Kontinuität linienhafter Belastung zu überprüfen. Hier erfolgte die Ermittlung des EDW und der Trockenrohdichte in 30-40 cm Tiefe.

Ergebnisse:

Die über die Einstichpunkte des Transekts gemittelten Eindringwiderstände der gemessenen Tiefen ergaben einen für ackerbaulich genutzte Böden typischen Kurvenverlauf (Abb. 1).

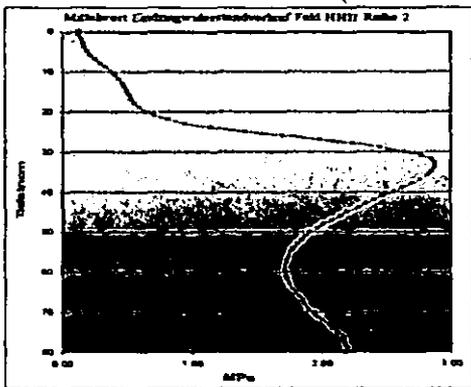


Abb. 1: Gemittelte Eindringwiderstände in Abhängigkeit von der Einstichtiefe

Deutlich sind die erhöhten Eindringwiderstände im Krumenbasisbereich und im oberen Unterboden zu sehen. Abbildung 2 ist der Verlauf der EDW in 30 cm Tiefe zu entnehmen. Es zeigten sich periodische Trends, die im Tiefenbereich 30-40 cm am deutlichsten zu Tage traten.

¹ Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Oldenburger Landstrasse 24, 49090 Osnabrück, h.schoen@fh-osnabrueck.de

Die Unterschiede zwischen den Messpunkten betragen bis zu 3 MPa bzw. 300 N/m².

Eine Spektralanalyse der EDW-Mittelwerte der Tiefen 30-35 cm des Transekts ergab deutliche Peaks (Abb. 3). Ein ausgeprägter Peak befindet sich im Bereich der Wellenlängen 210-220, entsprechend 10,5 - 11 m. Diese Periodizität ist vermutlich durch Fahrgassen zu erklären. In Abbildung 4 ist der Wellenlängenbereich bis 60 vergrößert dargestellt (= 3 m). In dieser Abbildung fällt ein ausgeprägter Peak im Bereich von ungefähr 45 Messperioden auf, entsprechend 2,25 m. Dieser Wellenlängenbereich entspricht der Stallmistausbringung und dem Maishäckseln. Der Peak bei Wellenlänge 24 ist vermutlich pflugbedingt.

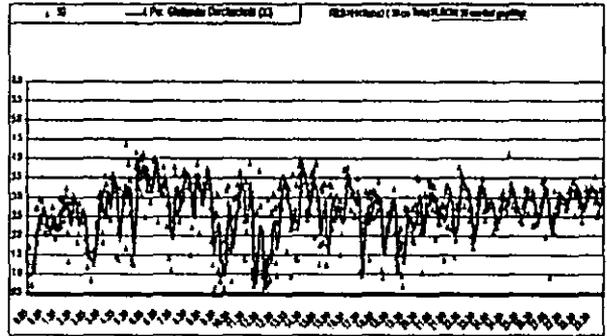


Abb. 2: Eindringwiderstände (in MPa) entlang des untersuchten Transekts (Distanz in m) in 30 cm Tiefe (Pflugsohlenbereich)

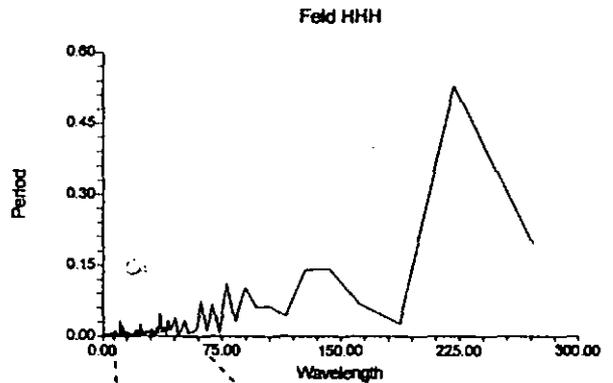


Abb. 3: Spektralanalyse des Transekts in der Tiefe 30-35 cm (Wellenlänge/Messeinheit = 5 cm)

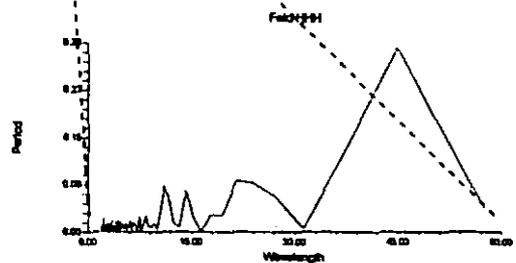


Abb. 4: Wellenlängenausschnitt bis 60 Messeinheiten zu je 5 cm (=300 cm)

Die kleinräumig ausgeprägte Heterogenität der Eindringwiderstände weist auf mechanische Bodenbelastungen hin, die entsprechend der Überrollung linienhaft erfolgen und sich offensichtlich entsprechend in den Unterboden durchpausen.

Um die Linearität der Belastungen zu überprüfen, wurden in Bereichen hohen und niedrigen Eindringwiderstands in Fahrtrichtung 8 Penetrollogger-

einstiche im Abstand von 1 m vorgenommen. Die Ergebnisse sind den Abbildungen 5 und 6 zu entnehmen.

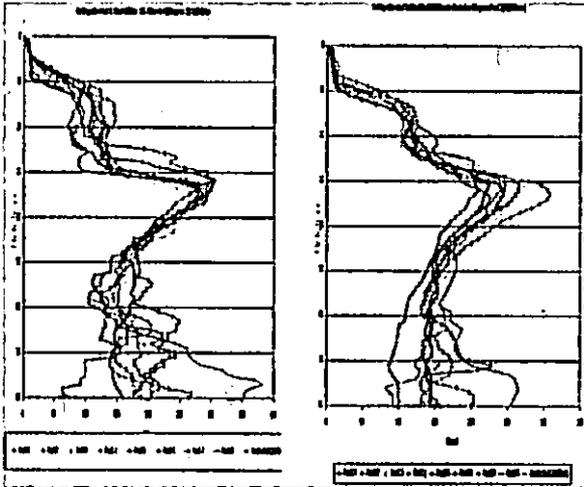


Abb. 5: Tiefenverläufe der Eindringwiderstände (N/cm^2) der 8 Einstichpunkte in der Fahrgasse in Fahrtrichtung (Transsektposition: 14.5 m)

Abb. 6: Tiefenverläufe der Eindringwiderstände (N/cm^2) der 8 Einstichpunkte zwischen der Fahrgasse in Fahrtrichtung (Transsektposition: 10.5 m)

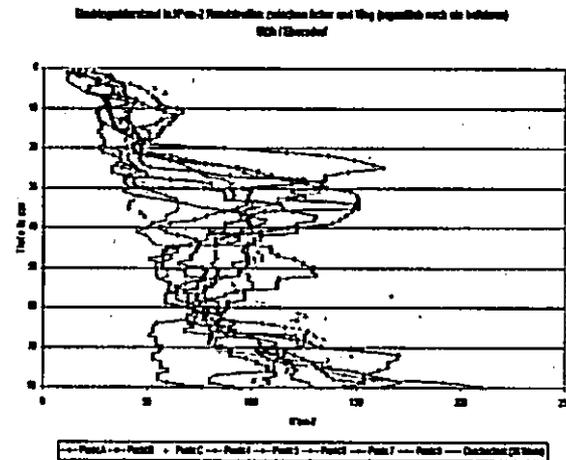


Abb. 7: Tiefenverläufe der Eindringwiderstände (N/cm^2) der 8 Einstichpunkte im unbearbeiteten Ackerrand.

Tab. 1: Lagerungsdichten in der Fahrgasse, zwischen der Fahrgasse und am unbearbeiteten Feldrand direkt unterhalb des Ap-Horizonts im Bereich der 8 Untersuchungsmeter in Fahrtrichtung:

in der Fahrgasse	1.44
zwischen der Fahrgasse	1.39
Feldrand (unbearbeitet)	1.25

Weiterhin wurde der unbearbeitete Ackerrand ebenfalls parallel zur Bearbeitungsrichtung der Ackerfläche in Hinblick auf den EDW untersucht (Abb. 7). Zudem erfolgte eine Untersuchung der Trockenrohdichte in

diesen 3 Bereichen in der Tiefe 30-40 cm. Die entsprechenden Ergebnisse sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Schlussfolgerungen:

Die Transsektmessungen resultierten in einer erstaunlichen Variabilität der Eindringwiderstände in den einzelnen Tiefenschichten und ließen einen deutlichen periodischen Trend erkennen. Im Unterboden ergaben sich mittels Spektralanalyse Wellenlängen, die annähernd der Arbeitsbreite des eingesetzten Pflugs und der Fahrgassen entsprachen. Die gemessenen Eindringwiderstände in diesen Bereichen wiesen in der Spitze Werte auf, die ertragsmindernd wirken dürften (Abb. 2) (Schön 2003). Da die Werte aber kleinräumig schwankten, können die Pflanzenwurzeln vermutlich solchen Bereichen mit hohen Eindringwiderstandswerten zum Teil noch ausweichen. Offensichtlich war der Pflugsohlenbereich nicht flächendeckend, sondern lediglich lokal höher verdichtet. Die Trockenrohdichtebestimmungen im oberen Unterboden der ausgewählten Bereiche in der Fahrgasse, zwischen der Fahrgasse und am Feldrand ergaben Werte, die deutliche Unterschiede aufwiesen. Die gemessenen Werte dürften nach Weißbach et al. (1997) zumindest in den Fahrgassen bereits zu einem reduzierten Wurzelwachstum führen, sind aber nach Einschätzung anderer Autoren noch nicht als Anzeiger für Schadverdichtung zu bezeichnen (Frielinghaus et al. 2000). Das Pflügen in der Furche hinterlässt offensichtlich ein markantes Beanspruchungsmuster. Dies spricht für eine Bodenbearbeitung, die auf die direkte Belastung der Krumenbasis verzichtet. Die hohen Eindringwiderstände im Fahrgassenbereich bestätigen ähnliche Untersuchungen anderer Autoren (Wilde 2000). Der eingesetzte Pénetrologger lieferte schnell und kostengünstig Messwerte. Diese Werte sind aber von vielen Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen vor allem der Wassergehalt der Böden, die Bodenart und der Skelettanteil. Letzterer kann naturgemäß die Ergebnisse stark verfälschen. Diese Einflussfaktoren beeinträchtigen die Vergleichbarkeit der Resultate unterschiedlicher Flächen und/oder unterschiedlicher Zeitpunkte zum Teil stark.

Literatur:

Dumbeck, G., 1986: Bodenphysikalische und funktionelle Aspekte der Packungsdichte von Böden. Dissertation, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Gießen.
 Frielinghaus, M., Petelkau, H., Seidel, K. und Winnige, B., 2000: Konzept zur Indikation der Bodenschadverdichtung, ZALF Jahresbericht 1998/99.
 Schön, H.-G., 2003: Pflanzenbauliche Aussagekraft des Eindringwiderstands ackerbaulich genutzter Plaggenesche im Osnabrücker Hügelland, Mitteilungen der DBG, Band 102, Heft 1.
 Weißbach, M., 2003: Landtechnische Untersuchungen zur Wirkung bodenschonender Fahrwerke an Schleppern und Arbeitsmaschinen mit verschiedenen Radlasten. Habilitationsschrift, Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik, Kiel.
 Wilde, A., 2000: Regeneration von Ackerböden nach starker landtechnischer Belastung. Dissertation, Institut für Landwirtschaftliche Verfahrenstechnik, Kiel.

Gaschromatographische Messungen der Bodenatmung in Bodenmikrokosmen unterschiedlicher Größe

Rolf Tippkötter, Elena Haupt¹ und Thilo Eickhorst

1. Fragestellung

Eine häufig verwendete Grundlage für bodenbiologische Untersuchungen stellen **Mikrokosmen** dar. Ihre Größe variiert von cm³ bis zu m³, wodurch sie in Struktur und Aufbau kaum vergleichbar sind.

Daher wird hier ein Ansatz zur Bestimmung einer optimierten Modellsystemgröße für Mikrokosmen mit ungestörten Bodenstrukturproben vorgestellt.

Voraussetzungen:

- ungestörte Abbildung der Heterogenität der Bodenkennwerte, insbesondere der Bodenatmung
- Eliminierung von Randeffekten (je kleiner der Durchmesser des Gefäßes, desto größer das Oberflächen-Volumen-Verhältnis)
- Handhabbarkeit bei Entnahme und Untersuchung

2. Material und Methoden

Standorte

Als Untersuchungsstandorte wurden zwei niedersächsische Ackerflächen ausgewählt. Der Standort Ahausen liegt im Verdener Wesertal, der Standort Hope liegt in der Aller Talsandebene (s. Tab. 1).

Mikrokosmen

Die Mikrokosmen (Definition nach GIESY und ODUM, 1980) wurden ungestört in Kunststoffringen mit drei verschiedenen Durchmessern (15, 25 und 40 cm) und einer Höhe von 25 cm aus den Ap-Horizonten der beiden Böden entnommen.

Nach der Probenahme wurden sie in einer Klimakammer aufgebaut. Dort konnten verschiedene Parameter wie Temperatur und Bodenfeuchte (mit Minitensiometern bei bekannter pF/WG-Beziehung) zu überwachen und den Fragestellungen entsprechend angepasst werden.

Untersuchungsprogramm

Das Untersuchungsprogramm schloss drei aufeinander folgende Szenarien ein. Zunächst wurden die Mikrokosmen drei Wochen lang einem Temperaturanstieg von 12 auf 30 °C in einer Klimakammer ausgesetzt. Anschließend wurde etwa 14 Tage lang bei konstanter Temperatur (21 °C) die Bewässerung eingestellt. Vor der letzten Phase wurden die Mikrokosmen wieder bewässert und so auf die Zugabe von Glucoselösung (etwa 2,5 mg/g Boden) zur Messung der substrat-induzierten Respiration (SIR; ANDERSON und DOMSCH, 1978) vorbereitet.

In allen drei Phasen wurden Bodenluftproben mit Spritzen an im Boden installierten Entnahmesonden entnommen und gaschromatographisch analysiert. Der CO₂-Gehalt der Bodenluft diente als Maß für die Bodenatmung und die damit verbundene mikrobielle Aktivität im Boden.

Nach Zugabe der Glucoselösung wurde neben den Proben aus dem Boden auch die Luft über den Mikrokosmen beprobt. Dafür wurden die Mikrokosmen 0,5 h mit Gassammelhauben abgedeckt, aus denen anschließend ebenfalls mit Spritzen Luftproben entnommen wurden.

Auswertung

Anhand der Ergebnisse der Kontrollmessungen (Temperatur und Matrixpotenzial) und den CO₂-Konzentrationen im Boden wurde das Verhalten der drei Gefäßgrößen während der unterschiedlichen Szenarien verglichen, um Aussagen über mögliche Unterschiede zwischen den Gefäßgrößen treffen zu können.

Weiterhin wurden die Messwerte der mittleren und großen Gefäße in Kern- und Randbereiche unterteilt, um Abweichungen vom Mittelwert (hier: eine erwartete geringere mikrobielle Aktivität im Randbereich hervorgerufen durch Störung beim Eintreiben der Gefäße in den Boden; vgl. GIESY und ODUM, 1980) des jeweiligen Mikrokosmos feststellen zu können.

Tab. 1: Bodenkundliche Kennwerte der beiden Standorte

	Ahausen	Hope
Bodentyp	Auengley	Ackerpodsol
Bodenart	Lt2	Su2
pH (CaCl ₂)	7,1	5,2
LF [µS/cm]	80	40
C _t [%]	1,6	3,8
N _t [%]	0,14	0,19
S _t [%]	0,03	0,03
C/N	11,6	20,5
dB [g/cm ³]	1,45	1,37
dF [g/cm ³]	2,58	2,48
GPV [Vol%]	42,4	43,8
LK [Vol%]	2,9	19,5
nFK [Vol%]	10,9	13,3
TW [Vol%]	28,6	10

3. Ergebnisse

Temperaturanstieg

Sowohl Ahausen als auch Hope weisen während des Anstieges der Temperatur auch einen Anstieg des Kohlendioxidgehaltes in der Bodenluft auf. Die Messwerte bei Ahausen sind dabei deutlich höher als bei Hope. Die bei Hope gemessenen Werte zeigen für jede Mikrokosmengröße einen vergleichbaren Verlauf, deren Maxima mit denen der Temperaturverlaufskurve zeitlich übereinstimmen. Bei beiden Böden ist keine optimale Temperatur festzustellen, bei der die höchste Respiationsleistung auftritt.

Trocknungsverlauf

Die stärkere Wasserspannung im Boden hat bei Ahausen einen deutlich stärker ausgeprägten Abfall der CO₂-Konzentration zur Folge. Die Werte bei Hope werden hingegen auf dem niedrigeren Niveau nur wenig verändert. Bei beiden Böden verläuft die Abnahme der CO₂-Freisetzung bei den kleinen Mikrokosmen deutlich stärker als bei den mittleren und großen Gefäßen.

Glucosezugabe

Die Zugabe der Glucoselösung hat einen starken Anstieg der CO₂-Produktion im Boden bewirkt. Dieser fällt bei Ahausen deutlich stärker aus als bei Hope. Die jeweiligen Maxima sind bei Hope nur etwa halb so groß wie bei Ahausen. Bei den Hauben erreicht Hope allerdings etwas höhere Werte, so dass das Verhältnis von CO₂-Konzentration in der Haube zu der CO₂-Konzentration im Boden bei Hope deutlich kleiner ist als bei Ahausen (Abb. 1 und 2). Auch die Raten der Kohlendioxidproduktion sind bei Hope größer als bei Ahausen. Sie erreichen bei beiden Böden die höchsten Werte bei den großen Gefäßen

4. Schlussfolgerungen und Perspektiven

Der Vergleich dreier verschiedener Gefäße (Durchmesser 15, 25 und 40 cm) für ungestörte Mikrokosmen zeigte keinen deutlichen Unterschied zwischen den mittleren und den großen Gefäßen. Die kleinen Gefäße wiesen während des Versuchsablaufs im Gegensatz zu den beiden anderen eine erhöhte Neigung zur Austrocknung auf. Aufgrund der deutlich einfacheren Handhabbarkeit der mittleren Gefäße gegenüber den großen, besonders bei der Entnahme der Proben im Feld als auch im Labor, haben sich die Gefäße mit dem Durchmesser 25 cm als die am besten handhabbaren herausgestellt.

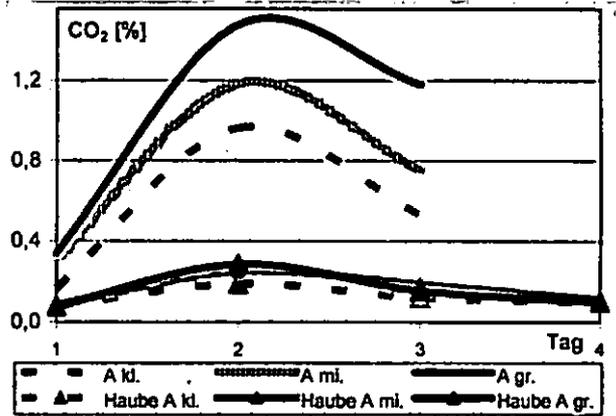


Abb. 1: Ahausen - CO₂-Konzentrationen im Boden und in den Hauben

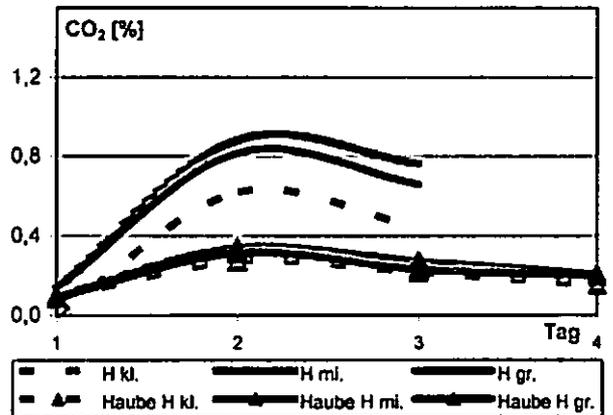


Abb. 2: Hope - CO₂-Konzentrationen im Boden und in den Hauben

Bei der Ermittlung der CO₂-Gehalte in der Bodenluft in den Mikrokosmen stellte sich die Bodenstruktur als bestimmendes Merkmal heraus. Innerhalb der untersuchten Mikrokosmen mit dem gut aggregierten Material vom Standort Ahausen haben sich bereits die Messwerte von benachbarten Probenahmepunkten so deutlich unterschieden, dass von einer sehr stark ausgeprägten Heterogenität der mikrobiellen Aktivität in diesem Boden ausgegangen werden kann.

Die Ziele dieser Arbeit, mit vermeintlich wenigen Mitteln eine kontrollierte Umwelt für Mikrokosmen zu schaffen, die Gefäßgröße und die gaschromatographische Analysenmethode zu optimieren und die Heterogenität der Böden durch Vergleich verschiedener Messtechniken zu betrachten, wurden erreicht.

5. Literatur

ANDERSON, J.P.E. und DOMSCH, K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 10, 215-221.

GIESY, J.P.JR. und ODUM, E.P. (1980). Microcosmology: introductory comments. In: GIESY J.P.JR. (Hrsg.). *Microcosms in ecological research*. Technical Information Center, US Department of Energy, Springfield, 1-13.

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommission III mit der Arbeitsgruppe
„Bodenökologie“ und dem Arbeitskreis „Humusformen“**

Band 107

Heft 1

2005

Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen

Anneke Beylich¹, Heinrich Höper², Andrea Ruf³, Berndt-Michael Wilke⁴

Zielsetzung

Die Lebensraumfunktion des Bodens wird in Planungsverfahren meist nicht bewertet, obwohl einschlägige Gesetze eine Berücksichtigung des Bodens mit seinen Funktionen fordern. Zum Teil findet eine Bewertung der natürlichen Bodenfunktionen insgesamt statt, über Kriterien wie Naturnähe oder das Vorliegen extremer Standorteigenschaften. Damit kommt die Lebensraumfunktion bei der planungsrechtlichen Abwägung gegenüber anderen Belangen unzureichend zur Geltung. Eine – jedoch nicht die einzige – Ursache dafür ist der Mangel an geeigneten Methoden zur Bewertung dieser Funktion (PÖU 2003). Im Fachausschuss „Biologische Bewertung von Böden“ des BVB e.V. wurde daher der hier vorgestellte Ansatz zur Berücksichtigung der Funktion „Lebensraum von Bodenorganismen“ in Planungsverfahren entwickelt (BVB, im Druck). Ziel ist die Erhaltung der Vielfalt der Lebensräume und damit der Artenvielfalt von Bodenorganismen. Um dies zu erreichen, sind folgende Schritte Voraussetzung:

- Kartographische Darstellung der Verbreitung und Vernetzung unterschiedlicher Bodenlebensgemeinschaftstypen auf mittlerer und großer Maßstabsebene (1:50.000 - 1:5000 und größer);
- Ausweisung besonders schützenswerter Flächen, deren Standorteigenschaften aus bodenbiologischer Sicht nicht verändert werden dürfen;
- Prognosen zu den Auswirkungen bodenverändernder Maßnahmen und Vorhaben auf Bodenlebensgemeinschaften.

Anforderungen an die Methode

Die kartographische Darstellung von Bodenlebensgemeinschaftstypen erfolgt bei der hier vorgestellten Methode über die Verknüpfung zwischen Lebensgemeinschaftstyp und einer Kombination abiotischer Standortfaktoren. In Zusammenhang damit stehen die folgenden Anforderungen, die bei der Entwicklung der Methode zu erfüllen waren:

- Abgrenzung von Lebensgemeinschaftstypen, die anhand biologischer Kriterien definiert sind;
- Klassengrenzen der herangezogenen abiotischen Faktoren sind biologisch begründet, also keine schematische Einteilung (z.B. beim pH-Wert *nicht* in Stufen von je einer pH-Einheit);
- Überschaubare Zahl der Gemeinschaftstypen;
- Verwendung von Informationen zu abiotischen Bodenfaktoren, die flächendeckend digital oder digitalisierbar vorliegen.

Definition der Gemeinschaftstypen

Die Abgrenzung der verschiedenen Bodenlebensgemeinschaftstypen erfolgte im Wesentlichen über das Artenspektrum der Bodenfauna. Folgende Tiergruppen wurden im Rahmen der Methodenentwicklung betrachtet: Ringelwürmer (Regenwürmer und Kleinringelwürmer), Raubmilben, Hornmilben, Tausendfüßer (Hundert- und Doppelfüßer), Asseln, Springschwänze, Fadenwürmer und Laufkäfer. Mit diesen Gruppen werden unterschiedliche Größenklassen und Lebensweisen abgedeckt. Relevante Standortfaktoren für die genannten Tiergruppen sind der pH-Wert, die Bodenfeuchte (hier als bodenkundliche Feuchtestufe), die Bodenart, die Nutzung und die Humusform. Prinzipiell sind für die meisten der genannten Tiergruppen typische Artenkombinationen für bestimmte Konstellationen dieser Standortfaktoren benennbar, was eine Voraussetzung für die Abgrenzung der Gemeinschaftstypen ist. Da eine Erfassung des Artenspektrums der Bodenmikroorganismen mit standardisierten Methoden bisher nicht umfassend möglich ist, wird zur Charakterisierung der Mikroflora die mikrobielle Biomasse herangezogen.

Die Definition der Bodenlebensgemeinschaftstypen wurde anhand von zwei Datenbeständen vorgenommen, die von Mitgliedern des Fachausschusses mit zwei unterschiedlichen Bewertungs-Ansätzen bearbeitet worden waren (Römbke et al. 2000, 2002, Graefe 1993, 1998 u.a.). Die Springschwänze, Fadenwürmer und Laufkäfer wurden vorerst nicht in die Definition der Gemeinschaftstypen einbezogen, da sie in dem verwendeten Datenmaterial nicht oder nicht ausreichend repräsentiert waren. Es wurden 14 Bodenlebensgemeinschaftstypen abgegrenzt, die jeweils für unterschiedliche Standortbedingungen charakteristisch sind (Abb. 1). Die Abgrenzung erfolgte hauptsächlich anhand der Bodenfeuchte und des pH-Werts. Bei landwirtschaftlich genutzten Flächen wurde auch die Bodenart herangezogen, wodurch eine weitere Differenzierung über die mikrobielle Biomasse möglich ist. Wesentliche Unterscheidungsmerkmale der Gemeinschaftstypen sind das Vorkommen der drei Lebensformtypen der Regenwürmer (anecisch, endogäisch, epigäisch), typischer Arten der Mesofauna (Kleinringelwürmer, Horn- und Raubmilben) sowie die Humusform.

¹ IFAB Institut für Angewandte Bodenbiologie GmbH, Sodenkamp 59, 22337 Hamburg. E-Mail: anneke.beylich@ifab-hamburg.de

² Bodentechnologisches Institut Bremen / NLFb, Friedrich-Mißler-Str. 46-50, 28211 Bremen. E-Mail: heinrich.hoeper@nlfb.de

³ Universität Bremen, UFT Abt. 10, Postfach 330440, 28334 Bremen. E-Mail: aruf@uni-bremen.de

⁴ TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Abfallbelastung der Landschaft, Franklinstr. 29, 10587 Berlin. E-Mail: bmwilke@tu-berlin.de

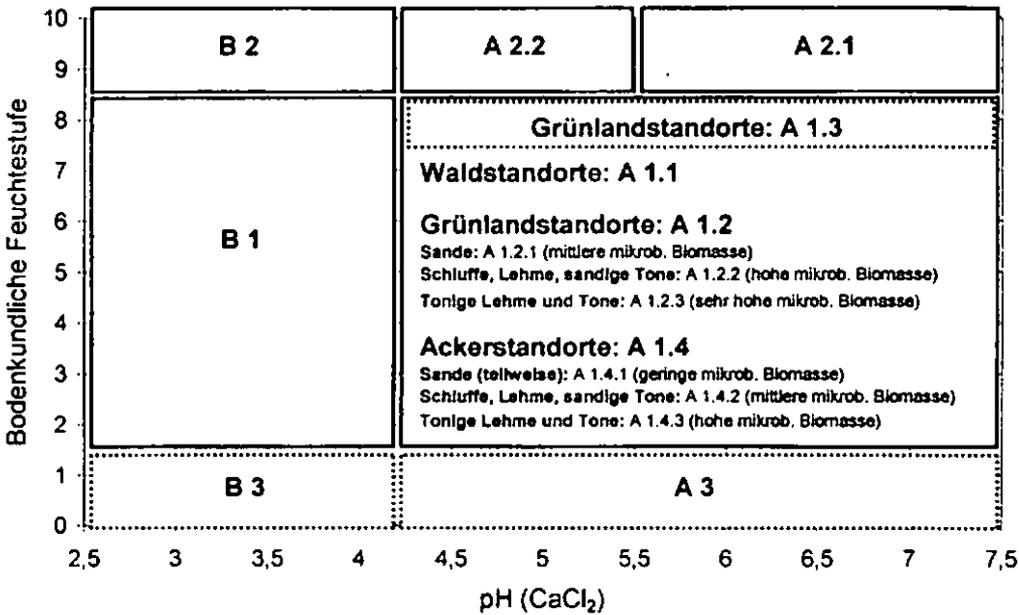


Abbildung 1: Ökogramm der Bodenlebensgemeinschaftstypen in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und pH-Wer. A3 und B3 wegen fehlender Daten aufgrund theoretischer Überlegungen abgegrenzt. (nach einem Entwurf von O. Ehrmann in: Sommer et al. 2002)

Bewertung

Die flächendeckende Darstellung der Bodenlebensgemeinschaftstypen ist im Idealfall auf der Basis vorliegender bodenkundlicher Daten ohne Geländeerhebung möglich. Für die Bewertung des so dargestellten Erwartungswerts („Soll-Zustand“) gibt es verschiedene Möglichkeiten. Eine Bewertung anhand von Kriterien wie Wiederherstellbarkeit, Seltenheit oder Repräsentativität kann erfolgen, soweit für diese Kriterien Erkenntnisse zu Bodenlebensgemeinschaften vorliegen. Dabei sollte ggf. eine Überschneidung mit der naturschutzfachlichen Bewertung nach denselben Kriterien vermieden werden. Darüber hinaus kann eine Bewertung durch einen Soll-Ist-Abgleich vorgenommen werden. Dabei wird der theoretisch abgeleitete Soll-Zustand (s.o.) mit dem im Freiland erhobenen Ist-Zustand verglichen. Aufgrund des damit verbundenen Aufwands wird der Soll-Ist-Abgleich nur bei Vorliegen bestimmter Voraussetzungen empfohlen, wie z.B. Zweifeln an der Datenqualität, Hinweisen auf Störungen, Vorliegen einer Belastungssituation oder Erwartung besonders schützenswerter Gemeinschaftstypen bzw. Arten. Die Bewertung erfolgt über eine Beschreibung der Diskrepanzen zwischen Soll- und Ist-Zustand, im Wesentlichen bezogen auf das Artenspektrum. Bewertet wird überwiegend verbalargumentativ (qualitativ): Eine quantitative Bewertung ist bisher nur für wenige Parameter (mikrob. Biomasse) oder Kriterien (Seltenheit) vorgesehen. Sollte sich der überwiegend qualitative Bewertungsansatz als nicht justiziabel erweisen, kann eine Bewertung mit Wertstufen diskutiert werden (z.B. Gemeinschaft standortgerecht / bedingt standortgerecht / nicht standortgerecht). Indiskutabel ist dagegen eine feste Wertzuweisung für bestimmte Gemeinschaftstypen (z.B. A 1.1 = gut). Auf die

Bewertung des aktuellen Zustands folgen Prognose und Darstellung von Veränderungen der Bodenlebensgemeinschaften in Abhängigkeit von den geplanten Maßnahmen.

Anwendung

Bodenorganismen sind speziell bei bestimmten Planverfahren betroffen, so z.B. wenn diese Verdichtung oder Stoffeintrag erwarten lassen (PÖU 2003). Dazu zählen Zulassungsverfahren für Verkehrswege und emittierende Anlagen, agrarstrukturelle Entwicklungspläne, Flurbe-

reinigung und forstliche Rahmenpläne. In jedem Fall sollte die Relevanz des geplanten Vorhabens für die Lebensraumfunktion eingeschätzt werden und dann ggf. die Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen vorgenommen werden, falls dadurch zusätzliche, wesentliche Informationen zu erwarten sind. Aktuell finden bodenbiologische Zusammenhänge Berücksichtigung in der forstlichen Planung, insbesondere bei der Waldkalkung. Mit Hilfe des beschriebenen Ansatzes können dazu fundierte Empfehlungen für geeignete Maßnahmen und Flächen z.B. über eine Darstellung von Relikt-vorkommen von Schlüsselarten oder Einwanderungspotenzialen aus der Umgebung gegeben sowie eine Erfolgskontrolle durchgeführt werden.

Literatur

- BVB (Bundesverband Boden e.V.) (im Druck): Biologische Charakterisierung von Böden. Ansatz zur Bewertung des Bodens als Lebensraum für Bodenorganismen im Rahmen von Planungsprozessen. BVB-Materialien.
- Graefe, U. (1993): Die Gliederung von Zersetzergruppen für die standortsökologische Ansprache. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 69: 95-98.
- Graefe, U. (1998): Annelidenzönosen nasser Böden und ihre Einordnung in Zersetzergruppen. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 88: 109-112.
- PÖU (Planungsgruppe Ökologie und Umwelt) (2003): Zusammenfassung und Strukturierung von relevanten Methoden und Verfahren zur Klassifikation und Bewertung von Bodenfunktionen für Planungs- und Zulassungsverfahren mit dem Ziel der Vergleichbarkeit. Endbericht, im Auftrag der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO). 87 S. plus Anhang.
- Römbke, J.; Dreher, P.; Beck, L.; Hammel, W.; Hund, K.; Knoche, H.; Kratz, W.; Moser, T.; Pieper, S.; Ruf, A.; Spelda, J.; Woas, S. (2000): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen, Umweltbundesamt, Texte 6/00, 276 S.
- Römbke, J.; Dreher, P.; Beck, L.; Hund-Rinke, K.; Jansch, S.; Kratz, W.; Pieper, S.; Ruf, A.; Spelda, J. & Woas, S. (2002): Entwicklung von bodenbiologischen Bodengüteklassen für Acker- und Grünlandstandorte. Umweltbundesamt, Texte 20/02, 273 S.
- Sommer, M.; Ehrmann, O.; Friedel, J.K.; Martin, K.; Vollmer, T.; Turian, G. (2002): Böden als Lebensraum für Organismen - Regenwürmer, Gehäuselandschnecken und Bodenmikroorganismen in Wäldern Baden-Württembergs. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, Heft 63, 163 S.

Adultgewichte von *Lumbricus rubellus* in Abhängigkeit von den Konkurrenzbedingungen

Hans-Jörg Brauckmann & Gabriele Broll

Einleitung und Zielsetzung

Lumbricus rubellus Hoffmeister, 1843 ist eine in Mitteleuropa weit verbreitete Regenwurmart, die sich nur schwer einem Lebensformtyp nach Bouché zuordnen lässt. Die Adultgewichte schwanken zwischen 300 und über 4000 mg (Cuendet et al. 1997, Bouché 1972). Damit ist diese Art ausgesprochen variabel, was u.a. durch das Vorkommen verschiedener Unterarten erklärt werden könnte.

Gegenüber *L. rubellus* ist *L. terrestris* Linné, 1758 konkurrenzkräftiger. Fehlt *L. terrestris* jedoch, kann *L. rubellus* in hohen Dichten auftreten (Cuendet et al. 1997). Dabei stellt sich die Frage, ob Beziehungen zwischen den Konkurrenzbedingungen und den Adultgewichten und damit dem Lebensformtyp von *Lumbricus rubellus* bestehen.

Material und Methoden

Probenahme: 20 Grünlandflächen in Baden-Württemberg (Brauckmann 2002) und Niedersachsen. Oktett-Methode in Kombination mit Handauslese (Ehrmann & Babel 1991) bzw. Handauslese.

Wägung und Bestimmung: Die gefangenen Regenwürmer wurden gekühlt auf feuchtem Filterpapier gehältert und am Fangtag lebend gewogen (Genauigkeit 0,01 g) und unter einer Stereolupe

sortiert. Die adulten Tiere wurden mit 70%igem Alkohol getötet und konserviert und nach Graff (1953) sowie Sims & Gerard (1985) bis zur Art bestimmt. Die Bestimmung auf das Unterartenniveau erfolgte nach Bouché (1972).

Ergebnisse und Diskussion

Unterarten und Adultgewichte

Bouché (1972) unterscheidet drei Unterarten vom *Lumbricus rubellus*, die sich u.a. in der Größe und dem Adultgewicht unterscheiden (Tab. 1).

Tab. 1: Unterarten von *L. rubellus* nach Bouché (1972)

Unterart	Adultgewicht
<i>Lumbricus rubellus rubellus</i> Hoffmeister, 1843	0,40 – 2,50 g
<i>Lumbricus rubellus castaneoides</i> Bouché, 1972	0,18 – 0,38 g
<i>Lumbricus rubellus friendoides</i> Bouché, 1972	3,50 – 5,00 g

Insgesamt wurden ca. 500 Individuen von *L. rubellus* gefangen und bestimmt. Während die Unterart *L. rubellus friendoides* schon allein durch die Adultgewichte der Regenwürmer ausgeschlossen werden konnte (Abb. 1), erwies sich die Bestimmung der Unterart *L. rubellus castaneoides* als schwieriger.

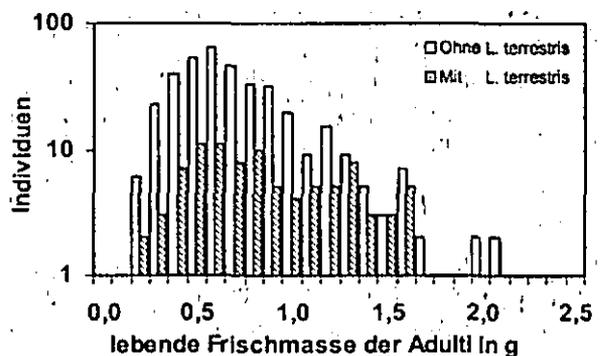


Abb. 1: Frequenz der Individualgewichte adulter *L. rubellus* aller Versuchsflächen

Die Tiere mit einem Adultgewicht unter 0,40 g wurden vergleichend mit Belegexemplaren von *L. rubel-*

lus rubellus und *L. castaneus* (Savigny, 1826) bestimmt. Alle untersuchten Tiere wurden der Unterart *L. rubellus rubellus* zugeordnet, deren Lebendgewichte zwischen 0,25 und 2,11 g lagen (Abb. 1).

Adultgewichte in Abhängigkeit vom Vorkommen von *L. terrestris*

Die mittleren Adultgewichte der *L. rubellus*-Individuen, die gemeinsam mit *L. terrestris* vorkamen (0,85 g) unterscheiden sich nicht signifikant von denen der Tiere, die an Standorten ohne *L. terrestris* (0,71 g) gefangen wurden. In der Abb. 1 zeigt sich aber der Trend, dass die höchsten Individualgewichte an Standorten ohne *L. terrestris* auftraten. Aufgrund der deutlich höheren Anzahl von Tieren, die auf solchen Standorten gefangen wurden, konnte dieser Trend aber nicht statistisch abgesichert werden.

Möglicherweise spielen dabei die stark unterschiedlichen Standortsbedingungen der untersuchten Flächen eine Rolle. Daher wurden in Abb. 2 die mittleren Adultgewichte von *L. rubellus* in Versuchspartzellen aufgeführt, in denen *L. terrestris* nicht mehr vorkommt, dafür aber in direkt angrenzenden Parzellen gefunden wurde (Brauckmann 2002). In allen Fällen sind die mittleren Adultgewichte von *L. rubellus* in den Parzellen ohne *L. terrestris* höher als in denen mit *L. terrestris*.

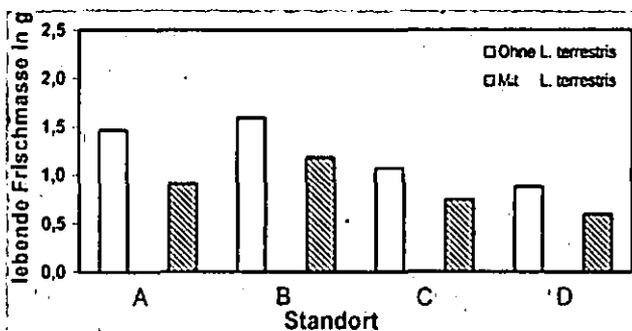


Abb. 2: Mittlere Adultgewichte von *L. rubellus* an vier Standorten (A-D), in deren Teilflächen *L. terrestris* nicht mehr vorkommt, dafür aber in direkt angrenzenden Parzellen gefunden wurde (Brauckmann 2002)

Schlußfolgerungen

Die weite Spanne unterschiedlicher Adultgewichte von *L. rubellus* ist eine Ursache für die Schwierigkeiten bei der Einordnung der Art in einen Lebensformtyp. Die höheren Adultgewichte an den Standorten, an denen die Art nicht gegen *L. terrestris* konkurriert, könnten ein Hinweis auf die mehr anezische Lebensweise unter diesen Bedingungen sein.

Im Laborversuch führen Belastungen, wie z.B. Schwermetalle, zu einer Verlangsamung des Wachstums, so dass die Gewichte von *L. rubellus* bei der Ausbildung des Clitellums geringer sind (Klok et al. 1997). Angesichts der bekannten Konkurrenzkraft von *L. terrestris* (Cuendet et al. 1997, Brauckmann 2002) deuten die Ergebnisse darauf hin, dass *L. rubellus* unter dem Einfluß des Tiefgräbers zu einer mehr epigäischen Lebensweise gezwungen wird. Andererseits könnten die höheren Adultgewichte aber auch auf für *L. rubellus* pessimale Umweltbedingungen auf diesen Teilflächen hinweisen (vgl. Emmerling & Fründ 1993).

Literatur

- Bouché, M. B. (1972): Lombriciens de France. Institut National de la Recherche Agronomique
- Brauckmann, H.-J. (2002): Regenwurmzönosen südwestdeutscher Grünlandbrachen. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 10. Münster
- Cuendet, G., Stähli, R. & E. Suter (1997): Die Regenwurmfauna von Dauergrünland des Schweizer Mittellandes. Schriftenreihe Umwelt Nr. 291, BUWAL
- Graff, O. (1953): Die Regenwürmer Deutschlands. Hannover
- Ehrmann, O. & U. Babel (1991): Quantitative Regenwurmerfassung - ein Methodenvergleich. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 66, 475-478
- Emmerling, C. & H.-C. Fründ (1993): Charakteristika von Bodentieren unter pessimalen Biotopbedingungen. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 72, 503-506
- Klok, C., De Roos, A. M., Marinissen, J. C. Y., Baveco, H. M. & Wie-Chun Ma (1997): Assessing the effects of abiotic environmental stress on population growth in *Lumbricus rubellus*. Soil. Biol. Biochem. 29, 287-293.
- Sims, R. W. & B. M. Gerard (1985): Earthworms. London

Kriterien der Beurteilung von Ergebnissen aus Regenwurmuntersuchungen

Christoph Emmerling, Otto Ehrmann,
Harald Göhler & Annika Schwarting
(Trier, Creglingen)

1. Einleitung

Die Auswertung von Regenwurmuntersuchungen konzentriert sich üblicher Weise auf die Darstellung von Abundanz, Biomassen und Artenspektren. Bei den bisherigen Entwürfen zur Bewertung von Regenwurmpopulationen fehlt eine Beurteilung der Leistungsfähigkeit von Regenwurmpopulationen.

Wir fragen, welche Bedeutung die Zusammensetzung von unterschiedlichen

Lebensformen und innerhalb verschiedener Lebensformen das Vorkommen einzelner Arten für die Ausprägung von Bodeneigenschaften und die Aufrechterhaltung von Bodenfunktionen zukommt. Ziel ist es darüber hinaus, ein Beurteilungsverfahren der Leistungsfähigkeit von Regenwurmpopulationen zu erstellen.

Ausgangspunkt der Betrachtung ist das Ergebnis einer Regenwurmbeprobung zweier benachbarter und aus feldbodenkundlicher Sicht vergleichbarer Ackerstandorte, die sich lediglich bezüglich der Bodenbearbeitungsintensität unterscheiden. In Tabelle 1 ist das Ergebnis aufgeführt.

Beide Standorte wiesen die gleiche Artenzahl auf, ebenso war die Lebensformdiversität identisch (Tabelle 1, 2).

Tabelle 1: Vergleich der Lumbricidenfauna (adulte Tiere) zweier benachbarter Standorte unter landwirtschaftlicher Nutzung

Art	Standort A		Standort B	
	Abundanz	Biomasse	Abundanz	Biomasse
<i>Lumbricus terrestris</i>	5	11,8	9	21,2
<i>Lumbricus rubellus</i>	3	4,8	2	3,6
<i>Octolasion cyaneum</i>	5	3,3	2	2,3
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	6	2,4	--	--
<i>Aporrectodea rosea</i>	6	1,8	--	--
<i>Allolobophora chlorotica</i>	--	--	2	0,6
<i>Aporrectodea terr. longa</i>	--	--	3	6,6

An Standort A war die Artendiversität (Shannon) und Gleichverteilung (Evenness) leicht erhöht. Insgesamt betrug die Artenidentität beider Standorte 60 %. Beide Standorte unterschieden sich deutlich hinsichtlich der Abundanz und Biomasse. Standort A wies eine erhöhte Abundanz auf, Standort B eine erhöhte Biomasse. Auch war die Dominanzstruktur unterschiedlich, insbesondere bezüglich der Besiedlung durch *Lumbricus terrestris* (Tabelle 2).

Tabelle 2: Vergleich der Standorte anhand verschiedener Kriterien

Kriterien	Standort A	Standort B
Artenzahl	5	5
Artenidentität (Sörensen)	---- 0,60 ----	
Diversität (Shannon - H)	1,57	1,36
Evenness (E)	0,98	0,84
Abundanz	25	18
Biomasse	24,1	34,3

2. Material und Methoden

In einem Gefäßversuch sollte geprüft werden, inwieweit wichtige Leistungen von Regenwürmern, wie zum Beispiel Streuabbau, Grabaktivität und Erhöhung der Infiltrationsrate für Wasser durch die Arten-, bzw. Lebensform - Zusammensetzung gesteuert werden. Die Grabaktivität wurde anhand von Glasküvetten erfasst.

Aufbau des Gefäßversuches

Gefäße: PVC - Rohre, 60 cm Höhe, 20 cm Durchmesser

Boden: Ober- und Unterbodenmaterial einer Parabraunerde aus Löss

Streu: je Gefäß 6 g getrocknetes Heu, nach Aufbringung angefeuchtet

Varianten:

1	6 Ind. <i>L. terr.</i>	anezisch (an)
2	6 Ind. <i>L. rub.</i>	epigäisch (ep)
3	6 Ind. <i>Oct. cyan.</i>	endogäisch (en)
4	3 <i>L. terr.</i> + 3 <i>L. rub.</i>	an + ep
5	3 <i>L. terr.</i> + 3 <i>Octol.</i>	an + en
6	3 <i>L. rub.</i> + 3 <i>Octol.</i>	ep + en
7	2 <i>L. terr.</i> + 2 <i>L. rub.</i> + 2 <i>Oct.</i>	an + ep + en
8	3 <i>L. terr.</i> + 3 <i>A. longa</i>	an + an
9	3 <i>Octol.</i> + 3 <i>A. cal.</i>	en + en
10	Kontrolle	(ohne Lumbriciden)

3. Ergebnisse

Der Streuabbau, bezogen auf das Frischgewicht, wurde maßgeblich durch anezische und epigäische Lumbriciden gesteuert, insbesondere in der Kombination aus anezischen und epigäischen Arten (Abbildung 1).

Die Infiltrationsrate wurde ebenfalls durch die Lumbriciden gefördert, insbesondere durch anezische Arten und in der Kombination aus anezischen und endogäischen Regenwürmern.

Auch die Grabaktivität zeigte eine deutliche Abhängigkeit von der Lebensform, teilweise auch von den Arten (Vergleich *L. terrestris* - *A. longa*).

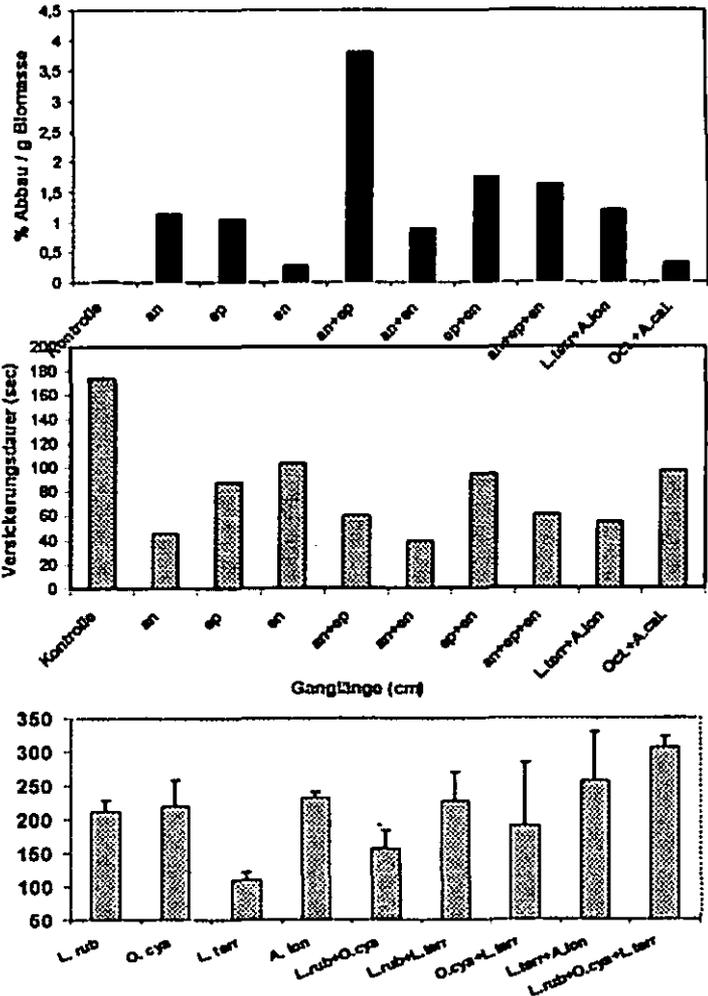


Abbildung 1: Einfluss der Artenzusammensetzung auf Streuabbau (oben), Infiltrationskapazität (Mitte) und Grabaktivität (unten)

4. Schlussfolgerungen

Die Versuche haben gezeigt, dass wichtige Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen durch das Vorkommen verschiedener Lebensformtypen (epigäisch, endogäisch, anezisch) bzw. der Artenzusammensetzung der Regenwürmer (z.B. Vergleich *L. terrestris* - *A. longa*) gesteuert werden.

Eine Beurteilung von Regenwurmpopulationen sollte daher neben der Populationsgröße und Biomasse auch die Leistungsfähigkeit von Regenwurmpopulationen und somit die unterschiedlichen Beiträge einzelner ökologischer Gruppen oder Arten berücksichtigen.

Voraussetzung ist, dass Artenspektrum und Population am Standort vollständig erfasst werden.

Wir schlagen zunächst folgende Parameter zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit vor:

Abundanz, Biomasse, Artenzahl und Lebensform (ökologische Gruppe).

Möglichkeiten zum Einsatz bodenbiologischer Merkmale zur Ansprache von Oberböden

Claudia Erber¹ & Heinz-Christian Fründ²

Einleitung

Die neue Kartieranleitung (KA5) ist unter anderem um das Kapitel „Bodenorganismen“ erweitert worden. Damit wird der Funktion des Bodens als Habitat für Bodenorganismen Rechnung getragen. Neben Kennwerten zur Aktivität von Mikroorganismen (u.a. Cmik, Basal-atmung) werden in der KA5 der Köderstreifentest nach TÖRNE und die Erfassung von Regenwürmern (Abundanz, Lebensformen, Aktivitätsspuren) explizit genannt. Im Rahmen eines gemeinsamen Workshops des AK Humusformen und der AG Bodenökologie der DBG wurden im April 2004 in Pevestorf/Elbe auf verschiedenen Grünlandstandorten im weiteren Sinne (Wiese, Weide, Brache) unterschiedlicher Feuchtestufen einige der in der KA5 aufgenommenen bodenbiologischen Methoden durchgeführt. Neben der quantitativen Erfassung von Regenwürmern, der Bestimmung ihres Lebensformtyps und der Durchführung des Köderstreifentests wurden zusätzlich die organischen Lagen und biogene Spuren auf der Bodenoberfläche und im A-Horizont aufgenommen. Ziel war es, die in der KA5 aufgenommenen Methoden Nicht-Bodenbiologen vertraut zu machen, ihre Erlernbarkeit und Anwendbarkeit bei Bodenkartierungen zu testen sowie Erfahrungen bei der Einschätzung des bodenbiologischen Zustandes zu sammeln.

Es wurde ein Standard Erhebungsverfahren in zwei Schritten erprobt, bei dem eine visuelle Aufnahme des Oberbodens (20 x 20 cm²) mit einer vereinfachten Regenwurmerfassung kombiniert wurde (Tab. 2).

Regenwürmer

Regenwürmer wurden entsprechend den Angaben in der KA5 an einem Standort („Fähranleger“) mit Formalin und zum Vergleich zusätzlich mit Senfsuspension ausgetrieben. Zusätzlich erfolgte eine Handauslese. An allen anderen Standorten wurde nur die Handauslese an Spatenausstichen durchgeführt. Es zeigte sich, dass die wesentlich rascher durchzuführende Handauslese eine deutlich höhere Wiederholungszahl und damit eine bessere Flächenrepräsentanz ermöglicht als die Austreibung mit Formalin.

Zur Einstufung der Regenwurmdaten wurde das in der KA5 aufgenommene Schema über Abundanzklassen nach GRAEFE und parallel ein Alternativvorschlag von EHRMANN, der auf der Grundlage der vorkommenden Lebensformtypen basiert, angewandt (Tab. 1). Die verschiedenen Schwerpunkte der beiden Einstufungen führen zum Teil zu unterschiedlichen Klassen. Die Beachtung der Lebensformtypen ist für die Bewertung von Regenwurmdaten erforderlich. Wenn eine hohe Abundanzklasse (Lu4 oder Lu5) nur auf epigäischen Regenwürmern beruht ist das biologische Leistungspotenzial geringer als bei mäßigem Vorkommen endo-

Tab. 1: Abundanz und Spuren von Regenwürmern sowie Humusformen

	Fähr-anleger	Schaf-weide	Mäh-weide feucht	Mähweide nass	Brache
epigäisch	31	0	14	13	13
endogäisch	150	50	141	175	14
aneicisch	12,5	8	4	0	0
Losung%	0,5-3	0-5	0-1	0-1	0-10
Middens	9	0-1	0	0	0
Poren		ver-einzelt	sehr wenige	20-50	vereinzelt
Abundanz	Lu4	Lu3	Lu4	Lu4	Lu2
Lebensform	Lu5	Lu4/5	Lu5	Lu3	Lu3
Humusform	L-Mull	L-Mull	L-Mull	F-Feucht-mull	F-Mull
Tendenz zu	-	F-Mull	-	-	Mullartiger Moder

gäischer und aneicischer Lumbriciden. Für eine „gut / schlecht“-Bewertung muss dazu die standorttypische Erwartung berücksichtigt werden. Z.B. ist das Fehlen aneicischer Regenwürmer bei „Mähweide nass“ typisch und kann nicht als Schädigung der Regenwürmer interpretiert werden. Die Erfassung möglichst vieler Informationen ist daher für eine spätere Bewertung von Bedeutung. Zwar sieht die KA5 die Angabe der Abundanz der einzelnen Lebensformtypen vor, jedoch ist der verfügbare Platz im Aufnahmebogen so gering bemessen, dass wohl nur eine Einstufung der Gesamt-abundanz eingetragen wird, zumal im ausgefüllten Musterformblatt die Klassifizierung der Gesamt-abundanz als ausreichend dargestellt ist.

Köderstreifentest

In der KA5 werden keine Angaben zur Ködersubstanz für die Köderstreifen gemacht. Für den Workshop wurde anstelle der üblichen Cellulose mit getrocknetem Brennesselpulver gearbeitet, um die Expositionszeit der Köderstreifen herabzusetzen. Dadurch konnte am Standort „Fähranleger“ die optimale Expositionsdauer auf 2,5 Tage herabgesetzt werden.

Um auch die Fraßaktivität der in der organischen Auflage lebenden Organismen mit zu erfassen, wurden nur die unteren 12 Löcher der Köderstreifen in den Mineralboden gesteckt. Die Köderstreifen waren über ihre gesamte Länge von Fraß betroffen, wobei in der Bodentiefe 0-2 cm der intensivste Fraß zu beobachten war. Zu größeren Bodentiefen hin erfolgte eine deutliche Abnahme. Die über dem Boden liegenden Köder wurden ebenfalls angefressen, wobei der an der Mineralbodenoberfläche befindliche Köder am stärksten betroffen war, was für eine überwiegende Bewegung der Tiere auf der Bodenoberfläche spricht. Köderstreifen sollten daher immer die Bodenaufgabe mit erfassen, wobei Grenze Auflage-Mineralboden zu protokollieren ist.

Biogene Spuren

Bei der Beschreibung morphologischer Merkmale der organischen Lagen kann auf die Erfahrungen der Humusformenansprache in Wäldern zurückgegriffen werden. Allerdings kommen einige Merkmale hinzu, die in Wäldern keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen aber bei Grünlandstandorten häufig auftreten. Hier sind u.a. der Umgang mit Standing Litter und mit Mooslagen zu nennen.

¹ 229 Cumbernauld Road, Muirhead, Glasgow, UK; E-Mail: erberc@uni-muenster.de

² Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften & Landschaftsarchitektur; E-Mail: HC.Fruend@fh-osnabrueck.de

Die untersuchten Grünlandstandorte wiesen eine hohe Varianz bei der Deckung und Mächtigkeit der organischen Lagen auf, die hauptsächlich auf die hohe Standortvielfalt und weniger auf eine unterschiedliche Ansprache der einzelnen Arbeitsgruppen zurückzuführen war. Dies unterstreicht die Relevanz der mehrfachen Ansprache an verschiedenen Stellen einer Fläche. Bei den L-Lagen erschwerte insbesondere das Auftreten von Mooslagen die Abgrenzung der L-Lage, was maßgeblich zur der sehr hohen Variabilität beitrug.

Biogene Spuren, die während des Workshops aufgenommen wurden, waren biogene Krusten (Algen- und Flechtenrasen), Regenwurmlosung, Middens (von anecischen Regenwürmern zusammengetragene Streuhäufchen) sowie Größe und Häufigkeit von Poren. Bei der Aufnahme von Bodentierspuren muss berücksichtigt werden, dass sie nicht immer gleich gut ausgeprägt sind. Faktoren, die die Erkennbarkeit von Bodentierspuren beeinflussen, sind der phänologische Zeitpunkt (Jahreszeit), die zurück liegende Witterung sowie Vertritt und Bodenbearbeitung vor der Untersuchung. Bei Regenwürmern spielt außerdem die dominierende Regenwurmart und die Bodendichte eine Rolle. Es sollte daher immer der Grundsatz gelten: Der positive Nachweis ist sicherer als der Negativbefund!

Für quantitative Angaben zu den Losungshaufen scheint eine dreistufige Klassifizierung (keine, nur nach langem Suchen, häufig) auszureichen und steigert die Aufnahmebeschwindigkeit. Ähnliches gilt für die Middens. Auch hier scheint eine dreistufige Skala auszureichen. Die Anzahl an Poren erwies sich an den untersuchten Grünlandstandorten in Bezug auf das Vorkommen von Regenwürmern als nicht sehr aussagefähig. Es erfolgte allerdings keine Unterscheidung zwischen Regenwurmängen und anderen Poren.

Diskussion und Ausblick

Mit Hilfe der vorgestellten Methoden konnte der biologische Bodenzustand der untersuchten Grünlandstand-

orte eingeschätzt werden. Um zukünftig eine stärkere Berücksichtigung diese Feldmethoden bei der Gliederung und Ansprache von Humusformen und bei der standörtlichen Beurteilung zu erreichen, sind noch etliche Fragen zu klären. Zur Reduzierung des Zeitaufwandes wird an der Ausformulierung eines sinnvollen Minimalprogramms gearbeitet. Der Aufnahmebogen zur Erfassung der erforderlichen Parameter im Gelände soll weiter entwickelt werden (Tab. 2). Dafür müssen die biogenen Spuren genauer beschrieben und definiert werden sowie sinnvolle Untersuchungszeiträume vorgegeben werden, da Nutzungseinflüsse, witterungsbedingte Einflüsse und Lebensrhythmen der Bodenfauna, das Ergebnis stark beeinflussen. Darüber hinaus ist die Erarbeitung von Bewertungskriterien ist notwendig. All dies ist nur durch eine verstärkte Zusammenarbeit zwischen Bodenzooologen, Morphologen und Kartieren zu erreichen. Im Frühjahr 2006 wird daher ein weiterer Workshop zu diesem Thema stattfinden, in dem die begonnene Diskussion weitergeführt werden wird.

Zusammenfassung

Die Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes wird in Zukunft größere Bedeutung gewinnen. Alle während des Workshop durchgeführten Methoden konnten von allen Teilnehmern nach kürzester Einweisung selbständig und sicher erlernt werden. Da die Methoden keine große technische Ausstattung erfordern, können sie mit einfachen Hilfsmittel überall durchgeführt werden und sind damit auch während Kartierarbeiten einsetzbar. Eine Unterscheidung der Regenwurm-Lebensformtypen ist notwendig und leicht erlernbar. Insgesamt scheint eine Beurteilung von Flächen eher durch die Kartierung biogener Merkmale als über die Erhebung von Bodenorganismen möglich zu sein. Allerdings sollte eine Beurteilung stets auf mehreren Parametern gründen. Widersprüchliche Ergebnisse können Hinweise auf Störungen geben, denen dann mit gezielteren Untersuchungen nachgegangen werden kann.

Tab 2: Aufnahmebogen zur Erhebung biogener Merkmale (Entwurf)

I. Visuelle Ansprache Bodenoberfläche und Profil

AUFLAGE	Deckung [%]	Org. Fein- substanz	Mächtig- keit	Lagerungs- art	Farbe	Durch- wurzel- ung	Losungs- aggreg- ate	Sonst. 1)	Pilz- mycel	Tot- Holz
<i>Vegetation: lebende oberird. Pfl.-teile</i>										
<i>L-Lage: abgestorbene Pflanzenteile</i>										
<i>Of-Lage: fragm. Pflanzenteile</i>										
<i>Oh-Lage (i.d.R. nicht vorhanden)</i>										
<i>Biogene Kruste (Algen, Flechten)</i>										

1) Anschluss / Kontakt zu benachbarten Lagen

MINERALBODEN	Humus- gehalt	Mächtig- keit	Gefüge 1)	Farbe	Durch- wurzel- ung	Losungs- aggreg- ate	Sonst. 2)	Boden- art	Poren	Pilz- mycel
<i>Oberfläche Mineralboden</i>										
<i>Oberfläche nach Abheben von ca. 5 cm</i>										
<i>A-Horizont</i>										

1) von aufgelösten Aggregaten 2) Bodenbearbeitung, Hydromorphie, Pflanzenreste (Verteilung, Typ)

II. Regenwürmer

Vertreter der Lebensformtypen in einem Spätausstich unterhalb der Erhebungfläche	Anzahl	Abundanz- klasse
<i>epigäische Lebensform</i>		
<i>endogäische Lebensform</i>		
<i>anecische Lebensform</i>		
<i>Anzahl Middens (Auszahlung 20 cm x 60 cm Bodenoberfläche)</i>		

Bewertung Schwermetall belasteter Böden mittels Regenwürmern – Siedlungsdichte und Vermeidungsverhalten im Fluchttest

H.-C. Fründ, C. Frerichs & F. Rück¹

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Flusstäler sind potentielle Verdachtsflächen für Bodenbelastungen. Bailly et al (1993) untersuchten Flächen im Hasetal ober- und unterhalb von Osnabrück und fanden unterhalb der Stadt eine mittlere Erhöhung der Schwermetallgehalte in Oberböden um folgende Faktoren: Cu 27,6; Pb 6,2; Zn, 7,0; Cd 4,6.

Zielsetzung unserer Untersuchungen war die Frage, wie sich diese Bodenbelastungen auf verschiedene Bodenfunktionen auswirken. Dies betrifft im einzelnen die Lebensraumfunktion, die Bioturbation, den Stoffumsatz und Bodentiere als Nahrungsgrundlage für Wiesenvögel.

Als Testorganismen wurden Regenwürmer gewählt, ermittelt wurde die Siedlungsdichte und die Reaktion auf das Bodensubstrat mittel des Fluchttests.

UNTERSUCHUNGSSTANDORTE

Probenahmepunkte waren eine Fläche oberhalb Osnabrücks (Nutzung Schafweide) und sechs Flächen unterhalb Osnabrücks mit unterschiedlicher Nutzung (Acker, Grünland, Weide, Brache). Weitere allgemeine Parameter und die einzelnen Cu-/Pb-Gehalte der Oberböden sind in Tab. 1 dargestellt (zum Vergleich Vorsorgewert Sand gemäß BBodSchV: Cu 20 mg/kg, Pb 40 mg/kg).

Tab. 1: Allgemeine Parameter und Cu-/Pb-Gehalte (aqua regia) der Untersuchungsflächen

Name	Textur [% U+T]	Corg [%]	pH	Cu [mg/kg]	Pb [mg/kg]
Schafweide	6	1,1	4,7	10	28
Brache	15	4,0	5,5	700	176
Acker I	30	9,8	5,9	2171	383
Acker II	7	1,6	5,2	23	31
Grünland I	14	5,4	5,7	796	195
Grünland II	20	4,0	5,7	596	160
Weide	24	13,0	5,8	688	271

UNTERSUCHUNGSSCHWERPUNKTE UND METHODEN

Die Abundanzzerfassung der Regenwürmer erfolgte durch

- Absammeln Streu / Vegetation von 1/4 m²

- Austreibung 1/4 m² mit Senfsuspension
- Handauslese Mineralboden 1/16 m² spatentief
- Fünf Wiederholungen je Probenpunkt sternförmig
- bei > 1 Probe ohne Würmer: weitere fünf Proben.

Die Laborproben wurden mittels Spatenaushub entnommen, die Regenwurmfuchttests nach folgender Versuchsanstellung durchgeführt:

- Zweikammersystem: ISO/DIS 17512-1 (2005)
- Jeweils 10 Kompostwürmer (*Eisenia fetida*)
- Referenzsubstrat: Boden Schafweide
- Fünf Parallelen
- Substratmischung mit Referenzsubstrat für Dosis-Wirkungs-Prüfungen.

ERGEBNISSE

Die Regenwurmsiedlungsdichte (Abb.1) zeigt signifikante Unterschiede zwischen der unbelasteten Fläche (Schafweide) oberhalb des Stadtgebietes und den Flächen erhöhter Cu- und Pb-Gehalte flussabwärts.

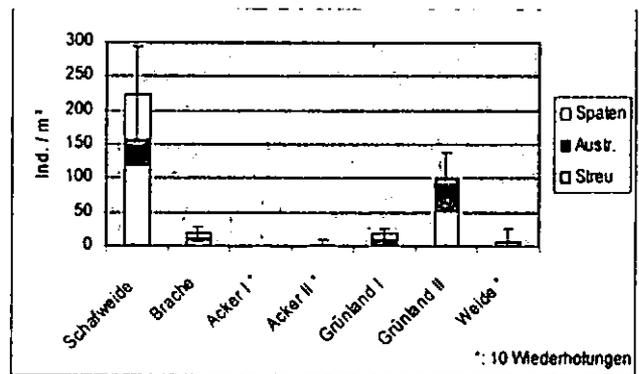


Abb. 1: Regenwurmsiedlungsdichte (Erhebung Nov. 2003), Frerichs, 2004.

Unterschiede bestanden nicht nur in der Häufigkeit, sondern auch zwischen den verschiedenen Lebensformen bzw. Arten (Tab. 2).

Lebensform Art	Schafweide	Brache	Acker II	Gründ I	Gründ II	Weide
epigäisch						
<i>Lumbricus castaneus</i>	x	x				
<i>Lumbricus rubellus</i>	x	x		x	x	x
anecisch						
<i>Lumbricus terrestris</i>	x			x	x	x
<i>Aporrectodea longa</i>	x					
endogäisch						
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	x		(x)			x
<i>Allolobophora chlorotica</i>	x					x

Tab. 2: Vorkommen nach Lebensform bzw Art in den Untersuchungsflächen (nach Frerichs, 2004).

¹ Fachhochschule Osnabrück, Fakultät Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur, Postfach 1940, D-49090 Osnabrück
E-mail: hc.fruend@fh-osnabrueck.de

Abbildung 2 zeigt die Verteilung von *Eisenia fetida* im Regenwurmflechttest nach 48 h. Der Boden von Acker II (Bereich des Cu-Vorsorgewertes) wurde gegenüber dem Referenzboden (Schafweide) leicht bevorzugt, was sich vermutlich durch günstigeren pH und/oder Nährstoffstatus erklärt. Die belasteten Böden der anderen Flächen wurden zu 80- 100 % gemieden.

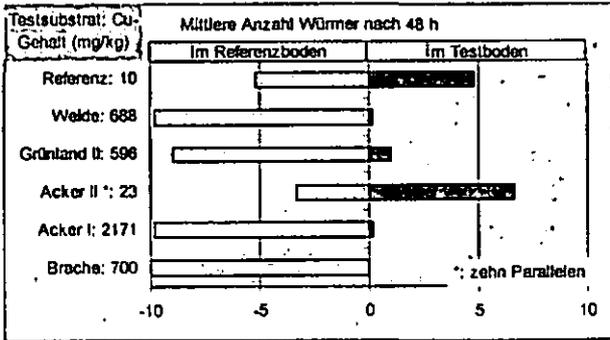


Abb. 2: Regenwurmflechttest nach 48 h im Vergleich der belasteten Böden mit Boden Schafweide als Referenzsubstrat. Frerichs, 2004.

In einer erweiterten Versuchsanstellung wurden die Regenwurmflechttests mit Verdünnungsreihen des belasteten Bodenmaterials getestet. Die erzielten Testkonzentrationen der Verdünnungsstufen zeigt Tab. 3. In Abb. 3 wird deutlich, dass nur die niedrigsten Cu-Gehalte (Brache 50 mg Cu/kg und Grünland I 132 mg Cu/kg) unterhalb der Toxizitätsschwelle liegen, mithin ein Fluchtverhalten von unter 80 % aufweisen. Offenbar ist nicht der Cu-Gehalt des Bodens allein entscheidend, denn bei Grünland wird trotz 2,5 fach höherer Cu-Gehalte nahezu derselbe Effekt erzielt.

Tab. 3: Verdünnungsstufen der Cu-Konzentrationen und resultierende Cu-Gehalte.

Standort	Verdünnung	Cu-Konz. [mg/kg]
Brache	1 : 0	700
	1 : 2	240
	1 : 6	100
	1 : 13	50
Grünland I	1 : 2	383
	1 : 3	132
Weide	1 : 0	688
	2 : 1	462
Grünland II	1 : 0	596

ZUSAMMENFASSUNG

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Stark reduzierte Regenwurmbesiedlung in der Haseaue unterhalb der Stadt nachgewiesen

- Reduktion bei endogäischen Arten stärker als bei epigäischen und anecischen

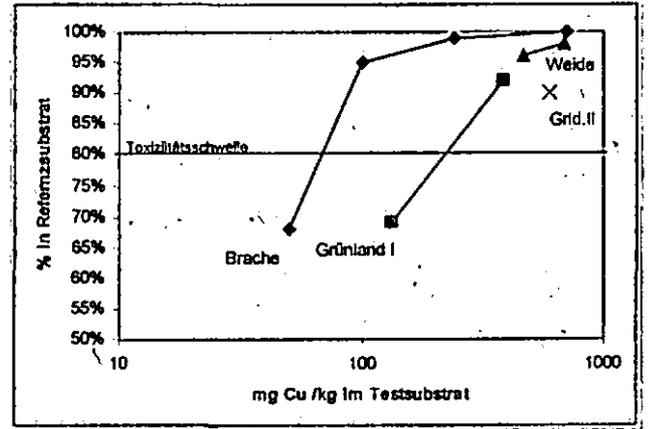


Abb. 3: Regenwurmflechttest im Vergleich der Verdünnungsreihen der belasteten Böden.

- Alle belasteten Bodensubstrate werden von *Eisenia fetida* signifikant gemieden
- Substrat Acker II im Test gegenüber Referenz bevorzugt - trotz fehlender Regenwürmer am Standort
- Unterschiedliche Dosis-Wirkungs-Kurven bei Brache und Grünland (und Grünland II wegen des Einflusses von Baum-Laubstreu?).

SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Die Belastung der Böden ist an der Regenwurmbesiedlung erkennbar, sollte aber mit dem Fluchttest bestätigt werden.
- Endogäische und geophage Regenwurmartensind als Indikatoren für toxische Bodenbelastungen besonders zu beachten.
- Ist die Beeinträchtigung der Regenwürmer ein Hinweis auf gestörte Bodenfunktionen?

FAZIT

Konsequenzen für Bodenfunktionen können wie folgt eingestuft werden:

- Lebensraumfunktion - beeinträchtigt
- Bioturbation - wahrscheinlich beeinträchtigt
- Stoffumsatz - verlangsamt??? (nicht dargestellt)
- Nahrungsgrundlage für Wiesenvögel - ??? (offen)

Literatur:

Frerichs, C., 2004. Untersuchungen zur Lebensraumfunktion von Böden aus dem Überschwemmungsbereich der Hase oberhalb und unterhalb der Stadt Osnabrück. Diplomarbeit an der FH Osnabrück, Studiengang Landschaftsentwicklung, unveröffentlicht.

Bailly, F., Gieske, M., Kleinwort, S., Wolf, N. 1993. Kupfer, Blei, Zink und Cadmium in Auenböden der Düte und Hase im südlichen Landkreis Osnabrück. - Osnabrücker naturwissenschaftliche Mitteilungen 19: 167 - 182.

Fertility of tropical soils under different land use systems – a case study of soils in Tabasco, Mexico.

V. Geissen and G. Morales Guzman¹

1 Introduction

Increasing deforestation in Mexico in the past 60 years has led to significant land use changes. This change of land use has caused problems such as soil erosion and decreasing soil fertility in Tabasco (Ortiz et al. 1994). It is important to establish land use systems that allow for the necessities of an increasing population and the conservation of soil fertility in the long term. First efforts have been made to establish pasture-forestry land use systems in the region. Very few investigations about actual soil fertility under the influence of different pastures in comparison of forestland in Tabasco have been made (Palma & Triano 2002). Furthermore, soil fertility often only is defined by chemical and physical parameters of the soil (Prado & Veiga 1993).

The aim of this study is to compare the influence of the two commonly used pastures (*Cynodon plectostachyus* and *Brachiaria decumbens*) and a succession forest on soil fertility in Tabasco. We chose these systems because these two pastures cover a high percentage of Tabasco. In some areas, farmers have begun to integrate succession forest in grassland as a new form of land use systems. Based on the results of this study we make a recommendation of a land use system that conserves soil fertility.

2 Study area

The investigations took place in the region of Teapa, Tabasco, in southeast Mexico. The site is characterised by warm and humid tropical climate with precipitation throughout the year. The test site is located in an area about 600 m above sea level with an inclination of between 30-40%. Typical soils in this region are humic Acrisols above sandstone. Typical land use systems in this region are pastures with *Brachiaria decumbens* and pastures with *Cynodon plectostachyus*. *Brachiaria decumbens* is described as very resistant to diseases and supportive of low soil fertility, with a low protein content of about 3%. *Cynodon plectostachyus* is used by the farmers to increase fodder quality because its protein content is very high, between 5-15%. In all experimental sites former vegetation was *Panicum maximum* on humic Acrisols, i.e. the differences found between the sites was

caused by the present land use forms. In 1988 *Brachiaria decumbens* and *Cynodon plectostachyus* were seeded. The succession forest was planted in 1998. Dominant species of vegetation are: *Vernonia ssp.*, *Hampea ssp.*, *Heliocarpus ssp.*, *Acacia ssp.*, and *Cassia ssp.* Fertilizers were not applied under any of the land use systems. The mean vegetation cover in pastureland differed from 95% under *Cynodon plectostachyus* and the succession forest, to 80% under *Brachiaria decumbens*.

3 Methods

The investigations were carried out from July to November 2002. We installed three replication plots in each land use form, each with a size of 100 m². The whole study area had a size of about 5 ha. We characterised soil fertility by physico-chemical parameters due to Landon (1984) (texture, density, pH, P, Corg, Ntot, CEC) as well as by biological parameters such as litter decomposition, microbial biomass and earthworm community. For physico-chemical analyses we took three soil samples in each plot in three depths (0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm) in July 2002. We estimated microbial biomass from the same samples we used for soil chemical analysis in the depths 0-5 and 5-10 cm from the July sampling. In October we repeated the sampling to estimate microbial biomass in two different seasons. To quantify microbial biomass we estimated the basic respiration by the Isermeyer technique.

Earthworm sampling took place at the same time with 3 replications per plot by a combination of hand sorting and formalin extraction. We determined species, abundance and biomass.

We used ANOVA followed by the Scheffe test to estimate significant differences of physico-chemical and microbial properties between the different land use systems, the U-test for the calculation of significant differences of the earthworm communities. The probability was corrected by the Sidak procedure for multiple comparisons.

To estimate litter decomposition we used 10 cm * 10 cm litterbags and filled each litterbag with 4 g of dried leaves of *Gliricidia sepium* which is a leguminous tree commonly used in the region to feed cattle. For the litterbags we used mesh sizes of 5 mm, 2 mm and 0.02 mm. The use of different mesh sizes allowed us to estimate the role of the different groups of the soil biota (macro-, meso-, microfauna and microflora) in the process of decomposition. On the 25th of July we inserted the litterbags into the upper 5 cm of the soils. We inserted three replications for each date of collection, i.e. 15 litterbags of each mesh size per plot. Every two weeks we collected the litterbags and estimated the weight loss of the leaves (five samplings in total).

Mass losses of the leaves were fitted to negative exponential function ($y=e^{-ax}$). Differences between the regression slopes of the different land use systems were tested by multiple t-test using the Sidak procedure for

¹El Colegio de la Frontera Sur, Administración de Correos 2, Apartado Postal 1042, 86100 Villahermosa, Tabasco, México, Fax: 0052 993 3136119, e-mail: vgeissen@web.de

correcting probability levels. We extracted principal components from the data of the July sampling using data from all nine investigation plots.

4 Results and Discussion

The three land use systems had very similar soil chemical characteristics. All three can be characterised as acidic (pH between 4.1 and 5.3) with a high content of organic matter and total nitrogen (Tab. 1) (Geissen & Morales 2005).

However, the three land use systems differed significantly with respect to their earthworm communities and the decomposition rates. Microbial biomass did not differ between the land use systems.

Table 1: Chemical parameters of the soils under the use of the pastures *C. plectostachyus* and *B. decumbens* and Succession forest (significant differences: $p(\text{Sidak}) < 0.016$; $a < b$); \bar{x} = mean, s = standard deviation

Land use system depth cm	pH(KCl)		OM (%)		Ntot (%)		P(mg kg ⁻¹)	
	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s	\bar{x}	s
<i>C. plectostachyus</i> 0-6	4.9	0.20	6.8 b	1.04	0.4	0.07	12.4 b	5.62
<i>B. decumbens</i> 0-6	4.9	0.53	3.9 a	1.19	0.3	0.09	4.8 a	3.69
Succession forest 0-6	5.3	0.26	4.7 ab	0.57	0.3	0.05	6.1 a	2.45
<i>C. plectostachyus</i> 6-10	4.8	0.26	2.4	1.55	0.2	0.11	5.0	1.43
<i>B. decumbens</i> 6-10	5.0	0.41	3.6	0.73	0.3	0.06	3.0	1.82
Succession forest 6-10	5.1	0.11	3.7	0.63	0.3	0.05	4.9	2.52
<i>C. plectostachyus</i> 10-20	4.7	0.24	2.5	0.78	0.2	0.08	3.0	1.14
<i>B. decumbens</i> 10-20	4.7	0.36	2.8	1.04	0.2	0.08	2.6	1.59
Succession forest 10-20	5.1	0.09	2.8	0.48	0.2	0.04	3.8	2.29

In all three land-use systems, the diversity of lumbricids was low, with only one species of earthworms found, *Pontoscolex corethurus* (Glossocolecidae). However, earthworm density as well as litter decomposition were significantly lower under *Brachiaria decumbens* than in the other soils (Fig. 1, Tab. 2). In all land use systems the participation of macrofauna and mesofauna accelerated litter decomposition rate significantly as compared with decomposition with microfauna and microflora alone (not shown here).

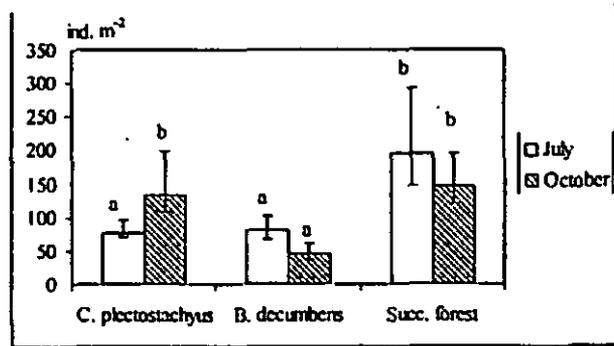


Fig. 1: Abundance of earthworms under different land use systems. (sign. differences $p(\text{Sidak}) < 0.0016$; $a < b$)

Table 2: Half-life time of the leaves of *Gliricidia sepium* (weeks) in the different land-use systems under participation of the different groups of the soil biota (significant differences between the land use forms: $p(\text{Sidak}) < 0.016$; $a < b$)

Land use form	All soil biota	Soil biota < 2 mm	Only microflora
<i>C. plectostachyus</i>	1.2 a	1.5 a	3.5 b
<i>B. decumbens</i>	2.3 b	2.7 b	3.5 b
Succession forest	1.4 a	2.0 ab	3.8 b

We extracted two components of the pool of data by main component analysis. The acidity component explained mainly the microbial litter decomposition rate. The rate of litter decomposition - with participation of soil meso- and macrofauna - could be explained by the humus component.

5 Conclusions

Organic matter and soil acidity are the soil chemical parameters that show the most important influence in soil biota and the process of decomposition. Litter decomposition and earthworm communities are sensitive indicators for the characterisation of soil fertility under tropical conditions, whereas microbial biomass as a sum parameter is not adequate to describe effects. The use of *Cynodon plectostachyus* or succession forest in the humic Acrisols increases soil fertility in comparison to the use of *Brachiaria decumbens*. Based on the results of our study we conclude that *Cynodon plectostachyus* in monoculture or in combination with succession forest is adequate for sustainable land use in the study area.

6 Acknowledgements

We are grateful to Fundación Produce, Tabasco, for financial support

7 Literature

Geissen, V., Morales Guzman, G., (2005). Fertility of tropical soils under different land use systems – a case study of soils in Tabasco, Mexico. *Appl. Soil Ecol.* (in press)

Landon, J.R., 1984. *Booker Tropical Soil Manual. A handbook for soil survey and agricultural land evaluation in the tropics and subtropics.* Booker Agriculture Internat. Ltd. Essex. 191 p.

Ortiz, S.M., Anaya, G., Estrada, B.W., 1994. *Evaluación, Cartografía y Políticas Preventivas de la Degradación de la Tierra.* Colegio de Postgraduados, Chapingo, México. 161 p.

Palma López, D.J., Triano Sánchez, A., 2002. *Plan de Uso Sustentable de los Suelos de Tabasco. Vol 2.* Colegio de Postgraduados, Cardenas, Tab. México. 179 p

Prado Wildner, L., da Veiga, M., 1993. *Erosión y Pérdida de Fertilidad del Suelo.* In: FAO (ED). *Conferencia in Santiago, Chile, 27 de Julio al 1º de Agosto de 1992.* Proyecto GCP/RLA/107/JPN. Apoyo para una Agricultura Sostenible Mediante Conservación y Rehabilitación de Tierras en América Latina. net: <http://www.foa.org>.

Makroökologische Muster der Bodenbiozönose

Ulfert Graefe

Bei biologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen entstehen im Laufe der Zeit große Datenmengen, die über Trendaussagen hinaus auch makroökologische Auswertungen ermöglichen. Makroökologische Muster stellen weitgefaste statistische Verallgemeinerungen dar. Aus den Mustern der Bodenbiozönose lassen sich Referenzwertbereiche für bodenbiologische Kennwerte ableiten, die zur Beurteilung schädlicher Bodenveränderungen gebraucht werden.

Die Makroökologie befasst sich mit dem Verständnis der Biodiversität in großen räumlichen und zeitlichen Maßstäben. Sie geht dabei von realen Ökosystemen aus und beschreibt deren Variationen in Form von statistischen Verallgemeinerungen. Die Muster der Variation können dann Einblick in die sie formenden Prozesse geben. Obwohl diese Herangehensweise in der Ökologie eine lange Geschichte hat, entwickelte sich die Makroökologie als Forschungsrichtung erst, seitdem die modernen Monitoringverfahren breitere Datengrundlagen bereitstellen (Brown, 1995; Blackburn & Gaston, 2004).

Nebenstehende Abbildungen zeigen Beispiele für statistische Muster aus Daten von 55 Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF) in Schleswig-Holstein, Nordrhein-Westfalen und Hamburg. In diesen Ländern gehören Aufnahmen der Regenwürmer und Kleinringelwürmer zum bodenbiologischen Untersuchungsprogramm (Cordsen, 1993; Haag & Stempelmann, 2005). Hinweise zur Methodik finden sich bei Graefe et al. (1998, 2001). Dargestellt sind Ergebnisse von zwei Untersuchungsperioden.

Die Artenzahlen der Regenwürmer variieren zwischen 0 und 9 (Abb. 1). Die nach Bodennutzungstyp aufgeschlüsselte Darstellung zeigt, dass der Mittelwert der Artenzahl auf den BDF in Nordwestdeutschland von Grünland über Acker zu Forst abnimmt. Das gleiche Muster ergibt sich auch bei den Kleinringelwürmern, wobei die Artenzahlen im Acker weniger schwanken als im Grünland und im Forst (Abb. 2).

Anders sieht es bei den Siedlungsdichten der Kleinringelwürmer aus, die im Forst am höchsten liegen und im Acker am niedrigsten (Abb. 3). Der Ausreißer auf 100.000 Ind./m² bei einer Ackerfläche ist auf eine übermäßige Eutrophierung durch Gülledüngung zurückzuführen.

Die Biomassen der Regenwürmer (Abb. 4) folgen dem gleichen Muster wie die Artenzahlen. Die geringen Werte im Forst sind in erster Linie dadurch bedingt, dass die Oberböden der untersuchten BDF unter Wald alle im stark sauren Bereich liegen (vgl. Graefe et al., 2002). Abb. 5 zeigt die absteigende Sortierung der Werte unabhängig vom Bodennutzungstyp. Auf Grund dieser Daten wird eine 5-stufige Werteskala für die Regenwurmbiomasse vorgeschlagen.

Eine nach Bodenarten differenzierte Auswertung, die hier nicht dargestellt ist, ergibt die höchsten Werte der Regenwurmbiomasse in Lehm Böden und geringere in Sand, Ton und Niedermoortorf. Dies steht im Gegensatz zur mikrobiellen Biomasse, die in der Rangfolge Sand, Schluff und Lehm, Ton, Torf zunimmt (Höper & Kleefisch, 2001).

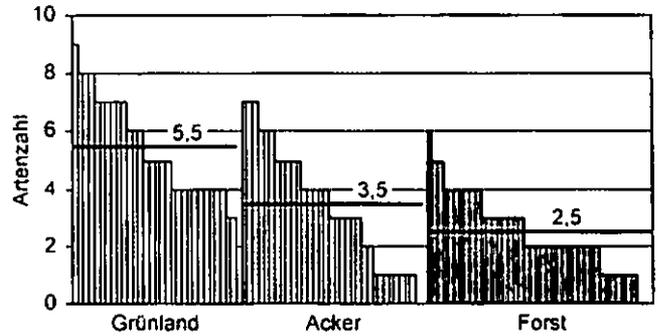


Abbildung 1: Artenzahlen der Regenwürmer bei Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Nordwestdeutschland.

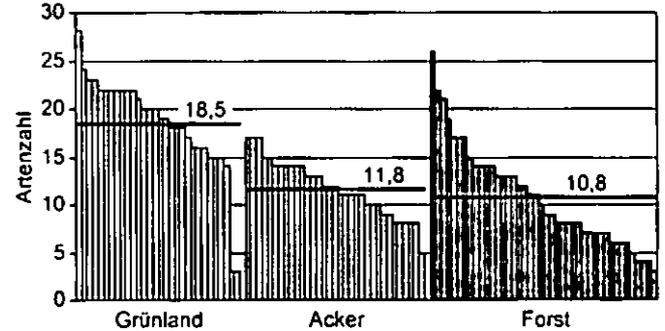


Abbildung 2: Artenzahlen der Kleinringelwürmer.

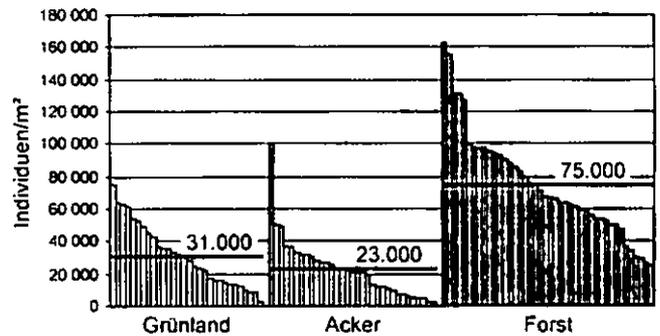


Abbildung 3: Siedlungsdichten der Kleinringelwürmer.

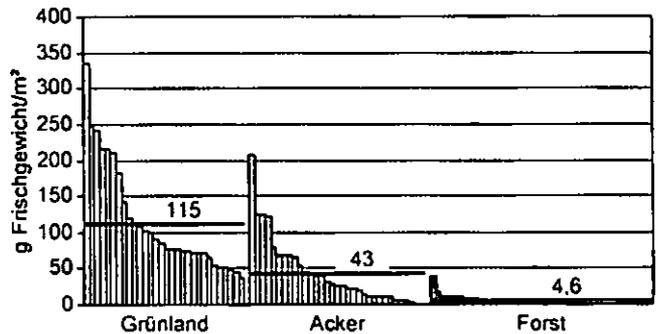


Abbildung 4: Biomassen der Regenwürmer.

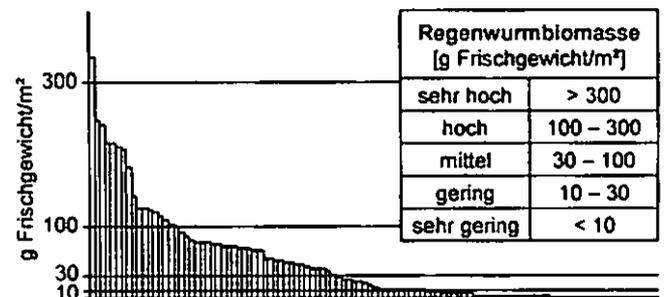


Abbildung 5: Wertebereiche der Regenwurmbiomasse nach Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Nordwestdeutschland.

Abb. 6 zeigt die Beziehung zwischen den Siedlungsdichten der Regenwürmer und den Siedlungsdichten der Kleinringelwürmer. Das entstandene Muster lässt zwei Interpretationen zu. Einerseits besteht allgemein ein antagonistisches Verhältnis zwischen beiden Gruppen (Richtungspfeil a). Andererseits gibt es auch eine gleichgerichtete Förderung oder Hemmung beider Gruppen als Folge günstiger oder ungünstiger Umweltbedingungen (Richtungspfeil b).

Die Verwendung makroökologischer Muster als Referenzsystem zur Beurteilung schädlicher Bodenveränderungen in Bezug auf die Lebensraumfunktion soll am Beispiel der schwermetallbelasteten BDF Duisburg-Biegerhof (DUI Bi) dargestellt werden. Die auf einem städtischen Parkrasen gelegene Fläche weist eine luftbürtige Belastung mit Blei, Zink und Cadmium auf, die die Vorsorgewerte der Bundes-Bodenschutzverordnung um das 6- bis 8fache übersteigt. Die Gehalte gehen mit der Tiefe zurück und liegen ab 30 cm unterhalb der Vorsorgewerte (Abb. 7).

Die Regenwurmbiomasse schwankt im Vergleich mit anderen BDF im Grünland um einen Wert im mittleren Bereich. Die Differenzierung nach Lebensformtypen enthüllt allerdings den Totalausfall der endogäischen Regenwürmer, die sonst auf allen Flächen vorkommen (Abb. 8). Endogäische Regenwürmer leben im oberen Mineralboden, wo sie sich durch den Boden fressen. Die tiefgrabenden anecischen und die epigäischen Regenwürmer ernähren sich dagegen hauptsächlich von der Streu an der Bodenoberfläche. Da auch die Streu sehr hohe Schwermetallgehalte aufweist, scheinen diese Arten weniger empfindlich zu sein.

Im Vergleich mit anderen Grünlandstandorten ist auch die Artenzahl (Abb. 9) und die Siedlungsdichte der Kleinringelwürmer bei Duisburg-Biegerhof stark reduziert, weshalb die Lebensraumfunktion für Bodenorganismen als deutlich eingeschränkt zu bewerten ist. Die außerdem festgestellte Verdichtung des Oberbodens (Haag & Stempelmann, 2005) ist möglicherweise ein Sekundäreffekt seiner geringen Belebtheit.

Danksagung

Die bodenzoologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen erfolgten im Auftrag des Landesamts für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU), des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen (LUA), der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen (LÖBF) und des Geologischen Landesamts Hamburg. Dem LUA danke ich für die Daten zur Schwermetallbelastung der Fläche Duisburg-Biegerhof.

Literatur

Blackburn, T. M., Gaston, K. J. (2004): Special Feature: Macroecology. Basic and Applied Ecology 5: 385-387.
 Brown, J. H. (1995): Macroecology. The University of Chicago Press, Chicago.
 Cordsen, E. (1993): Boden-Dauerbeobachtung in Schleswig-Holstein. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 72: 859-862.
 Graefe, U., Elsner, D.-C., Necker, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzoologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 87: 343-346.
 Graefe, U., Gehrman, J., Stempelmann, I. (2001): Bodenzoologisches Monitoring auf EU-Level II-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 96: 331-332.
 Graefe, U., Elsner, D.-C., Gehrman, J., Stempelmann, I. (2002): Schwellenwerte der Bodenversauerung für die Bodenbiozönose. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 98: 39-40.
 Haag, R., Stempelmann, I. (2005): Bodenbiologische Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen (DBF) in Nordrhein-Westfalen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. (dieser Band).
 Höper, H., Kleefisch, B. (2001): Untersuchung bodenbiologischer Parameter im Rahmen der Boden-Dauerbeobachtung in Niedersachsen. Bodenbiologische Referenzwerte und Zeitreihen. Arbeitshefte Boden 2001/4.

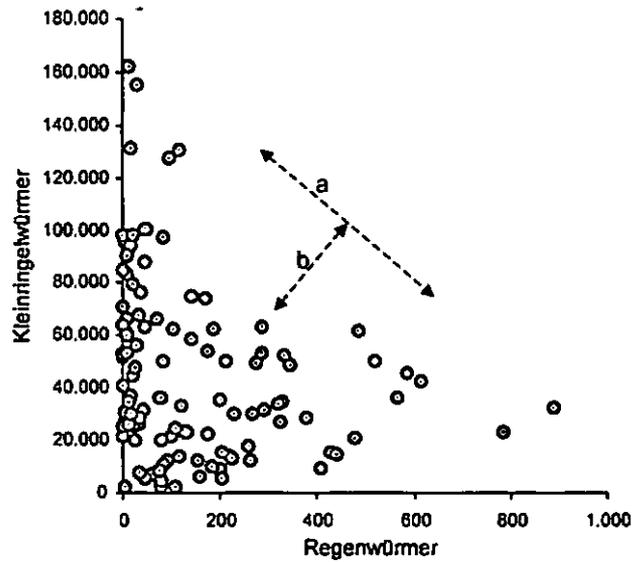


Abbildung 6: Beziehung zwischen Siedlungsdichten (Ind./m²) von Regenwürmern und Kleinringelwürmern. Im Muster spiegelt sich das antagonistische Verhältnis zwischen beiden Gruppen (a), aber auch die gleichgerichtete Förderung oder Hemmung als Folge günstiger oder ungünstiger Umweltbedingungen (b).

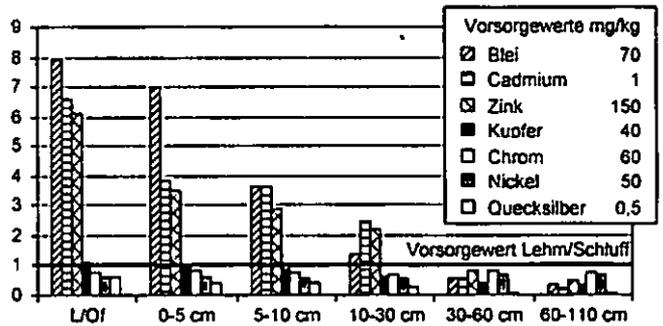


Abbildung 7: Schwermetallgehalte im Bodenprofil der BDF Duisburg-Biegerhof in Relation zu den Vorsorgewerten (= 1).

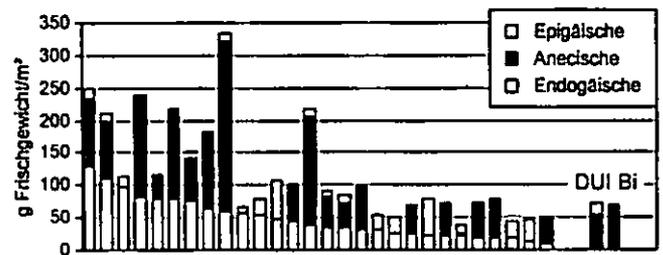


Abbildung 8: Biomassen der Regenwürmer an Grünlandstandorten differenziert nach Lebensformtypen. Am Standort Duisburg-Biegerhof fehlen die endogäischen Regenwürmer.

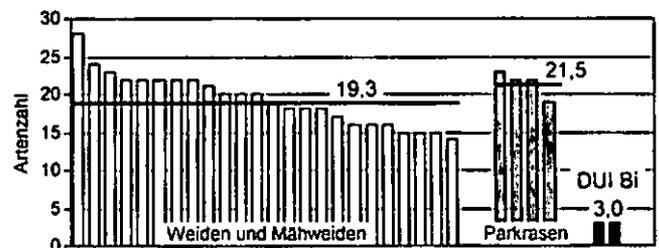


Abbildung 9: Vergleich der Artenzahlen von Kleinringelwürmern auf landwirtschaftlich genutztem Grünland, städtischen Parkrasen in Kiel und Hamburg und auf der schwermetallbelasteten BDF Duisburg-Biegerhof.

Bodenbiologische Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen in Nordrhein-Westfalen

Rita Haag und Ingrid Stempelmann¹

1 Einleitung

Seit 1995 wird in Nordrhein-Westfalen (NRW) auf insgesamt 21 Flächen ein bodenbezogenes Monitoring-Programm als Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes durchgeführt. Das Programm soll langfristig mögliche Veränderungen und Entwicklungen ausgewählter Böden beobachten. So können bei negativer Veränderung rechtzeitig vor dem Eintreten irreversibler Schäden Gegenmaßnahmen ergriffen werden. Gleichzeitig kann das Programm zur Erfolgskontrolle des Umweltschutzes verwendet werden. Schwerpunktmäßig wurden Flächen unter Schadstoffbelastung (Schwermetalle und „Saurer Regen“) ausgewählt, bei denen durch natürliche Nährstoffarmut, niedrige pH-Werte, teilweise in Verbindung mit hohen Sandanteilen negative Veränderungen zu erwarten sind. Für bodenbiologische Untersuchungen wurden im Rahmen des Programms 16 Wald- und zwei Grünland- bzw. Rasenflächen ausgewählt.

2 Ziele

Bodenorganismen reagieren schnell auf Veränderungen ihrer Umwelt. Sie sollen daher im Dauerbeobachtungsprogramm als Indikatoren für die Entwicklung der Böden verwendet werden.

3 Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Boden-Dauerbeobachtungsflächen wurden neben dem Aspekt der Schadstoffbelastung auch nach der Häufigkeit der Hauptbodeneinheiten von NRW ausgewählt. Neben der unterschiedlichen Hydromorphie der vorkommenden Braunerden, Pseudogleye und eines Gleys beeinflussen weitere Standortfaktoren die Bodenorganismen:

Die pH-Werte (CaCl_2) im Wald schwanken zwischen 2,9 und 3,8. Auf der Rasenfläche wurde ein durchschnittlicher pH-Wert von 4,4 und auf der Grünlandfläche pH 5,5 gemessen.

Die Bodentextur variiert von sehr sandig (> 60%) bis wenig sandig (< 10% Sand). Die C_{org} -Gehalte im Wald (Ah-Horizonte) liegen zwischen 1,3% und 11,7% und auf Grünland zwischen 2,2 und 2,7%. Stellvertretend für das Edaphon wurden als bodenfaunistische Untersuchungen zur Biozönose der An-

neliden (Ringelwürmer) durchgeführt. Mikrobiologisch wurden unter anderem die Quantität der mikrobiellen Biomasse der Böden unterschiedlicher Nutzung, mikrobiologische Aktivitäten sowie die respiratorischen Aktivierungsquotienten bestimmt. Die Untersuchungen zur Zersetzergesellschaft wurden durch das IFAB Hamburg durchgeführt. Beprobt wurde der Mineralboden (A-Horizont) und im Wald zusätzlich der Oh-Horizont der Humusauflagen. Die mikrobielle Biomasse sowie die Atmungsaktivität (BAT) wurden über den O_2 -Verbrauch im Sapromenten mit und ohne Zugabe von Glucose (substratinduzierte Respiration, SIR zur Berechnung der mikrobiellen Biomasse) nach Schinner et al., 1993 bestimmt.

4 Ergebnisse und Diskussion

Bodenfaunistische Untersuchungen: Die bodenfaunistische Untersuchungen belegen Veränderungen der Artengesellschaften und -vielfalt. So konnten bei zwei Waldflächen Veränderungen der Artenzusammensetzung in der Zersetzergesellschaft beobachtet werden. Durch die zunehmende Bodenversauerung befand sich die Gesellschaft im Übergangszustand von der für Wälder mit Mull-Humusauflagen typischen Assoziation Stercuto-Lumbricetum zur für saure Böden mit Moder-Humusauflagen typischen Gesellschaft Achaeto-Cognettietum. Auch bei der Artenvielfalt konnten Unterschiede zwischen belasteten bzw. stark versauerten und weniger belasteten Standorten festgestellt werden.

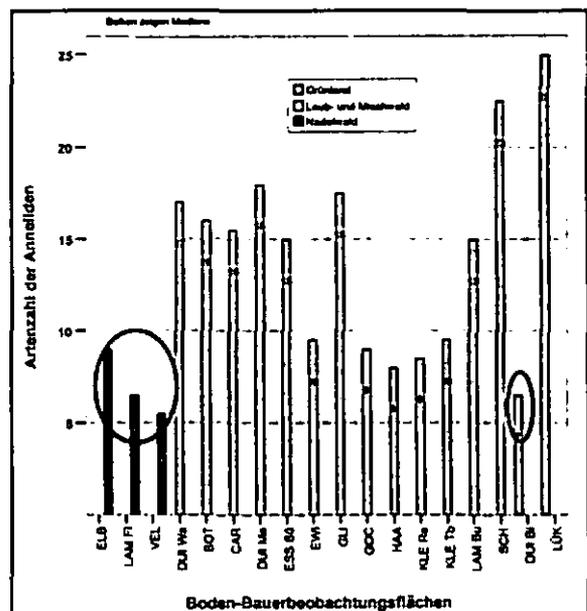


Abb. 1: Artenzahl der Anneliden auf den BDF

¹ Fachbereich 33/Bodenschutz, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
E-Mail: rita Haag@yahoo.com und Ingrid.Stempelmann@lua.nrw.de

Die Artenzahl der Anneliden war auf den Nadelwaldböden und der stark mit Schwermetallen (vor allem Zn und Cd) belasteten Grünlandfläche deutlich niedriger als bei den Misch- und Laubwäldern bzw. der weniger belasteten Grünlandfläche (siehe Abb. 1).

Mikrobielle Biomasse: Die Mediane der SIR der einzelnen Flächen variierten im A-Horizont zwischen 0,15 und 2,15 mg O₂ 100 g⁻¹ TS h⁻¹, wobei von den lehmigen Substraten ausgehend über die schluffigen bis zu den sandigen Substraten die mikrobielle Biomasse abnimmt. Die SIR der Grünlandflächen war höher als bei den Waldflächen gleichen Substrats. Als Gründe dafür sind der dichte Wurzelfilz als idealer Lebensraum für Bodenorganismen sowie höhere pH-Werte zu nennen. Vor allem auf einer Grünlandfläche in Ostwestfalen (LÜK) war die SIR infolge niedriger Schadstoffbelastung und geringerer Verdichtung höher. Aus den bisherigen Ergebnissen lässt sich eine Verbindung zur Nutzung und anderen abiotischen Faktoren erkennen. Abb. 2 zeigt, dass mit sinkenden pH-Werten die SIR und gleichgerichtet die Artenzahl der Anneliden und die Regenwurmbiomasse abnimmt. Dies führt üblich zu niedrigeren Abbauraten der anfallenden organischen Substanz und zunehmender Mächtigkeit der Humusauflage.

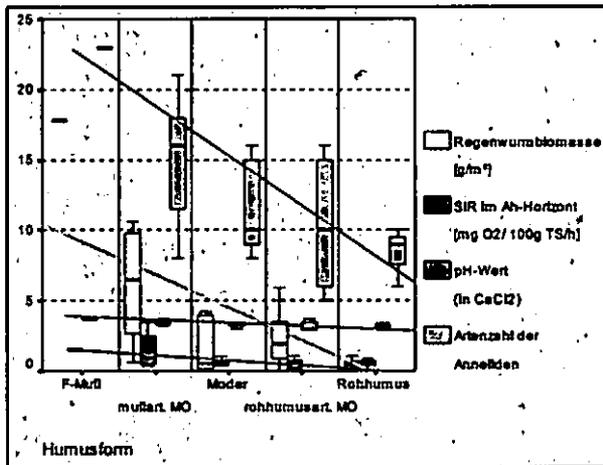


Abb. 2: Zusammenhang zwischen pH-Wert, Bodenorganismen und Humusform.²

Mikrobielle Aktivität: Die Basalatmung der Bodenmikroorganismen liegt zwischen 0,15 und 1,24 mg O₂ 100 g⁻¹ TS h⁻¹ in den A-Horizonten. Auch hier zeigt sich ein Abwärtstrend von lehmigen Substraten über schluffigen bis hin zu den sandigen Substraten. Unterschiede zwischen Grünland- und Waldflächen können hier nicht festgestellt werden. Allgemein wiesen die stärker belasteten oder versauerten Böden eher einen höheren mikrobiellen O₂-Verbrauch auf, was als Indikator für Stress bewertet werden kann.

² Die Boxplots zeigen den Interquartilabstand (25. - 75. Perzentil) und die Whiskers erstrecken sich vom niedrigsten bis zum höchsten Wert. Sternchen zeigen Ausreißer und Kreise Extremwerte an

Der physiologische Zustand der mikrobiellen Biomasse kann durch den respiratorischer Aktivierungsquotienten (Q_R) beschrieben werden. Abb. 3 zeigt den Zusammenhang zwischen BAT und SIR bei unterschiedlicher Nutzung. Die Q_R beziehen sich auf die Mittelwerte der einzelnen Nutzungen aller Untersuchungen aus Mineralböden und Humusauflagen. Die Quotienten waren auf den Nadelwaldflächen höher als auf den Laub- und Mischwaldflächen und am niedrigsten auf der wenig belasteten Grünlandfläche.

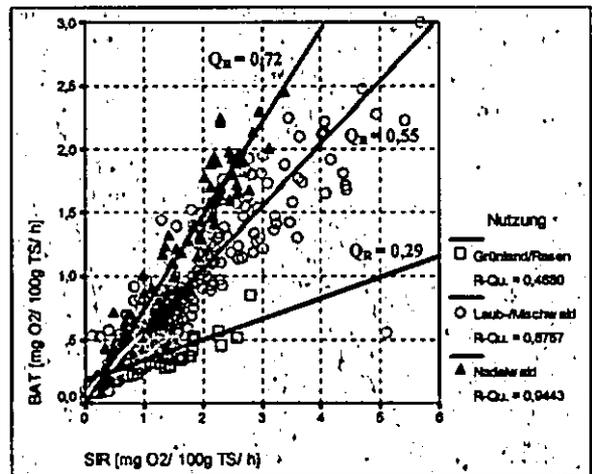


Abb. 3: Die Beziehung zwischen mikrobieller Biomasse und Atmungsaktivität mit nutzungsspezifischen respiratorischen Quotienten [SIR/BAT] der Boden-Dauerbeobachtungsflächen von Nordrhein-Westfalen

Die erhöhten Quotienten deuten auf eine Stresssituation der Bodenmikroorganismen in ökotoxikologisch bedenklichen Bodenökosystemen hin (vgl. DOTT et al 2001). Bei den Humusauflagen sind erhöhte Q_R durch intensive Umsetzungsprozesse begründet. Trends ließen sich vor allem im Wald wegen probe-nahmebedingt hoher Streuungen nicht erkennen.

5 Schlussfolgerungen

Eine Veränderung des biologischen Zustands infolge von zunehmender Bodenversauerung konnte auf zwei Flächen nachgewiesen werden. Stärker belastete Böden zeigten eine niedrigere Artenvielfalt an Anneliden. Zwar konnten bodenbiologische Unterschiede zwischen den Standorten festgestellt werden, jedoch lassen sich nach den ersten 10 Beobachtungsjahren aus bodenmikrobiologischer Sicht noch keine Trends ableiten. Im Wald erscheinen bodenfaunistische Untersuchungen auf Grund der starken Streuung der mikrobiologischen Ergebnisse geeigneter, um Trends festzustellen.

Literatur:

- DOTT et al. (2001): Biologische Testverfahren für Boden und Bodenmaterial, DEHEMA-Arbeitsgruppe, Frankfurt a. M.
- SCHINNER, ÖHLINGER und KANDELER (1993): Bodenbiologische Arbeitsmethoden. Springer Verlag, Berlin

Zur Nachhaltigkeit der Wirkungen einmaliger Gaben organischer Sekundärrohstoffdünger auf die bodenbiologische Aktivität in Rekultivierungsböden

Michael Haubold-Rosar¹, Karin Tonder¹, Martin Gast¹ und Christoph Emmerling²

1 Einleitung

Eine wichtige Aufgabe der Wiedernutzbarmachung der durch den Braunkohlenbergbau beanspruchten Flächen ist die Wiederherstellung der Böden und ihrer Funktionen. Dabei spielen der rasche Aufbau und die Erhaltung eines standort- und nutzungsangepassten Humus- und Nährstoffhaushaltes eine zentrale Rolle. Zu diesem Zweck können Klärschlämme und Komposte als organische Bodenverbesserungsmittel bzw. Sekundärrohstoffdünger eingesetzt werden.

In zwei F/E-Vorhaben* sollte der Nutzen verschiedener Sekundärrohstoffdünger bei der landwirtschaftlichen Rekultivierung von Kippenflächen des Braunkohletagebaus in der Lausitz festgestellt sowie die Umweltverträglichkeit eines solchen Einsatzes im Hinblick auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Pflanze einschließlich der Langzeiteffekte geprüft werden, um Qualitätskriterien und Anwendungsempfehlungen auszuarbeiten.

In den zu diesem Zweck unter anderem angelegten Lysimeterversuchen wurden auch die Wirkungen der Klärschlamm- und Kompostgaben auf die mikrobiellen und enzymatischen Stoffwechselaktivitäten in den meliorierten Kippböden über einen Zeitraum von 7 Jahren untersucht.

2 Material und Methoden

Die Proben wurden aus zwei Lysimeteranlagen des FIB e.V. in Grünwalde/Lausitz gewonnen (Großlysimeter, Grundfläche: 1m², Höhe: 3m). Zu Beginn der landwirtschaftlichen Rekultivierung wurden die tertiären, schwefelsauren Substrate (oj-(x)ls, oj-xls) mit Braunkohlenasche bis 1m Tiefe, die quartären Substrate (oj-ss, oj-ls) mit Düngekalk bis 0,6m Tiefe gekalkt (Tab. 1). Die organischen Düngestoffe (Tab. 2) und die erste Mineraldüngung (60/180/160 kg ha⁻¹ N/P/K) wurden im Anschluss bis 30 cm Tiefe eingearbeitet. Danach erfolgte die Bewirtschaftung einheitlich (Fruchtfolge: W.Roggen/ Luzernegras (dreijährig)/Wi-Weizen/Wi-Gerste/ Weidelgras).

Unter anderem wurden die folgenden mikrobiologischen Untersuchungen durchgeführt:

- Substratinduzierte Respiration (SIR) (DIN ISO 14240-1)
- Alkalische Phosphatase-Aktivität (aPA) (Margesin 1993)

(Probenvorbereitung: Zwischenlagerung bei -18 °C, Auftauen 24-48 h bei 4 °C, Siebung <2mm, Einstellung auf ca. 50 % WHKmax, 14tägige aerobe Inkubation).

Tab. 1: Eigenschaften der Kippsubstrate

	T+U ¹⁾ [%]	C _{org} ¹⁾ [%]	N _t ¹⁾ [%]	S _t ¹⁾ [%]	pH ²⁾	KAK _{pot} ¹⁾ [mmol _c 100g ⁻¹]
oj-(x)ls	9,0 <i>13,2</i>	1,1 <i>3,2</i>	0,025 <i>0,063</i>	0,18 <i>0,39</i>	2,1/4,9	6,1 <i>13,9</i>
oj-xls	14,1 <i>16,9</i>	2,7 <i>3,9</i>	0,049 <i>0,072</i>	0,35 <i>0,36</i>	3,0/5,1	12,3 <i>19,3</i>
oj-ss	4,1	<0,1	<0,005	<0,01	6,4	2,6
oj-ls	27,5	<0,1	<0,009	<0,02	4,8/6,1	6,3

- ¹⁾ kursiv: nach Zerstörung von Kohlepartikeln > 2mm durch Gefrierdrying
- ²⁾ kursiv: pH-Wert nach Grundmelioration mit Braunkohlenfilterasche bis 1 m Tiefe ((x)ls, xls) bzw. Melioration mit Düngekalk bis 0,6 m Tiefe (ls)

Tab. 2: Eigenschaften der Sekundärrohstoffdünger

	Organische Abfallstoffe:			
	KS	KT	KKII	BGK
pH (H ₂ O)	9,8	7,5	8,3	7,8
C _{org} [%]	14,1	27,4	22,9	21,2
N _t [%]	2,16	0,34	1,31	1,75
C/N	7	82	17	12
K _t ¹⁾ [%]	0,35	0,08	0,79	1,20
P _t ¹⁾ [%]	1,11	0,03	0,35	0,46
Zn ¹⁾ [mg/kg]	506	64	186	380
Cd ¹⁾ [mg/kg]	1,2	0,3	0,8	0,8
Pb ¹⁾ [mg/kg]	24	6	17	150

- ¹⁾ Königswasseraufschluss

3 Ergebnisse

Durch die Einarbeitung von Kompost bzw. Klärschlamm wurden die C_{org}-Gehalte in den Oberböden erhöht (Tab. 3). Einerseits wurde mit diesen Stoffen direkt organische Substanz zugeführt, andererseits wurde das Wachstum ober- und unterirdischer Biomasse gefördert.

Der Klärschlamm enthielt stickstoffreiche organische Verbindungen, die leicht mikrobiell mineralisierbar sind. Der eingesetzte Bio-/Grünkompost wies dagegen höhere Anteile stabiler organischer Stoffe auf.

¹ FIB e.V., Brauhausweg 2, 03238 Finsterwalde; haubold-rosar@fib-ev.de

² Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, 54286 Trier; emmerling@uni-trier.de

* gefördert durch LMBV und BMBF (FKZ 1470933 und 0339646B).

Insgesamt zeigte sich, dass die Raten der N-Freisetzung aus den in junge Kippböden eingearbeiteten organischen Abfällen an der unteren Grenze der in der Literatur angegebenen Spannen liegen (max. 20% bei entwässertem Klärschlamm bzw. 5% bei Bio-/Grünkompost) (HAUBOLD-ROSAR & GAST 2005).

Tab. 3: pH-Werte und C_{org} -Gehalte der Kippböden im 7. Rekultivierungsjahr

Variante ¹⁾	oj-(x)ls		oj-xls	
	pH	C_{org} [%]	pH	C_{org} [%]
Min.düng. (0-Var.)	5,1	1,98	5,8	3,46
10 KS	5,4	1,99	6,2	3,88
25 KS+100 KT	5,3	2,65	6,6	4,28
25 KK II	5,0	1,97	6,3	3,46
50 BGK	5,3	2,65	6,0	3,13
250 BGK	5,8	3,15	6,5	4,19
500 BGK	6,4	3,35	6,9	4,33
	oj-ss		oj-ls	
Min.düng. (0-Var.)	5,1	0,27	5,6	0,35
50 BGK	6,0	0,35	6,0	0,40
250 BGK	6,9	0,81	6,9	0,75
500 BGK	7,0	1,13	7,1	1,55

¹⁾ Zahlenangaben: t TS ha⁻¹

Die bodenmikrobiologische Aktivität wurde in den mit Klärschlamm oder Kompost gedüngten Böden im Vergleich zur herkömmlichen Praxis rein mineralischer Grunddüngung bereits kurzfristig stimuliert (Abb. 1 bis 4) (EMMERLING et al. 2000). Das ist in erster Linie auf die mit den organischen Stoffen zugeführten, leicht verfügbaren Nährstoffe zurückzuführen. Deutliche Wirkungen wurden mit 10-25 t TS ha⁻¹ Klärschlamm und Bio-/Grünkompost-Gaben von 250 und 500 t TS ha⁻¹ erzielt. Im Verlauf der Fruchtfolge ließ der stimulierende Einfluss der Klärschlammgaben deutlich nach. Die mikrobielle Aktivität ist jedoch auch am Ende der ersten Fruchtfolge nach Einsatz von 10 bis 25 t TS/ha Klärschlamm höher als nach rein mineralischer Grunddüngung.

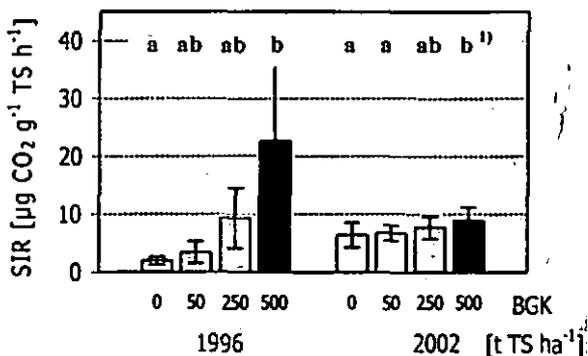


Abb. 1: SIR nach Komposteinsatz (1996).
Mittel aus 4 Substratvarianten ± S.D., n=8;
¹⁾ WILCOXON/WILCOX-Test; $\alpha=0,10$

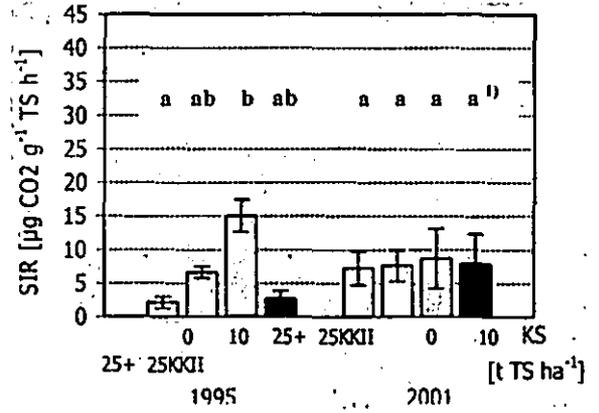


Abb. 2: SIR nach Klärschlammeneinsatz (1994).
Mittel aus 2 tertiären Substraten ± S.D., n=4;
¹⁾ WILCOXON/WILCOX-Test; $\alpha=0,10$

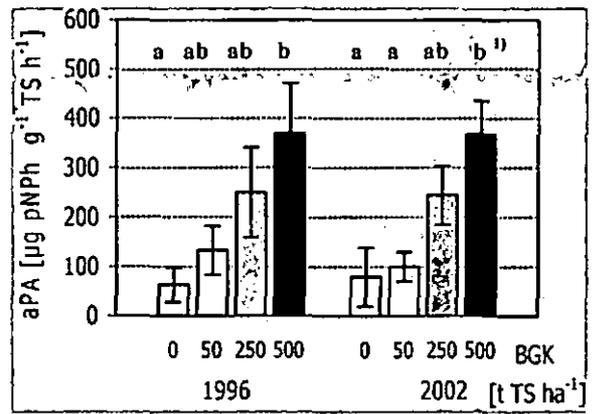


Abb. 3: APA nach Komposteinsatz (1996).
Mittel aus 4 Substratvarianten ± S.D., n=8;
¹⁾ WILCOXON/WILCOX-Test; $\alpha=0,10$

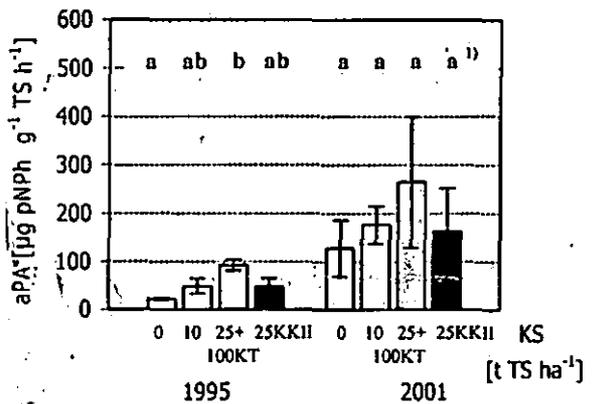


Abb. 4: APA nach Klärschlammeneinsatz (1994).
Mittel aus 2 tertiären Substraten ± S.D., n=4;
¹⁾ WILCOXON/WILCOX-Test; $\alpha=0,10$

Die Applikation von Bio-/Grünkompost wirkte langfristiger auf die bodenmikrobiologische Aktivität. Die Effekte nahmen mit steigender Aufwandmenge von 50 bis 500 t TS ha⁻¹ zu.

4 Literatur

- EMMERLING, C. et al. 2000: Plant and Soil 220, 129-138
HAUBOLD-ROSAR M. & GAST, M. 2005: Agrartechnische Berichte aus Sachsen-Anhalt Nr. 3 (Martin-Luther-Univ. Halle-Wittenberg), 44-61

Einfluss von Klima und Nutzung auf die Bodenfauna und ihre Aktivität in tropischen Böden Benins, Westafrika

B. Junge¹, A. Skowronek¹, V. Geissen²

1. Einleitung

Das Land Benin liegt in den wechselfeuchten Tropen. Die Besiedlungsdichte ist aufgrund des hohen Bevölkerungswachstums (2,9 % 2003) und der Zuwanderung aus benachbarten Regionen bzw. Ländern in den letzten Jahren stark gestiegen. Um die Ernährung der Menschen zu sichern, werden marginale Standorte kultiviert und der Ackerbau intensiviert. Diese Maßnahmen verstärken aufgrund des begrenzten Einsatzes externer Inputs die Abnahme der Bodenfruchtbarkeit und führen bei nicht sachgemäßer Landwirtschaft zur Beeinträchtigung der Bodenfunktionen.

Das Ziel der bodenkundlichen Arbeit bestand in der Untersuchung der Verbreitung und der Aktivität ausgewählter Bodenorganismen während der Trocken- und Regenzeiten. Des Weiteren sollte der Einfluss der Landnutzung auf die Bodenfauna durch Untersuchungen in der extensiv pastoral genutzten Savanne sowie auf mit unterschiedlichen Kulturen bestellten Ackerflächen analysiert werden.

2. Untersuchungsgebiet

Die Versuche wurden im ca. 30 km² große Einzugsgebiet des Flusses Aguima (9°6'N, 1°56'E) durchgeführt. Die Landschaft ist durch ein flachwelliges Pediplain-Relief gekennzeichnet, in dem schuttreiche und sandige Pedisedimente über tonigem Saprolit verbreitet sind (FÖLSTER 1983). Zentralbenin liegt der Tropenzone mit Feuchtsavannen-Klima (V2) (TROLL & PAFFEN 1964) und ist durch eine von März bis Oktober dauernden Regenzeit charakterisiert. Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 1019 mm (Mittel der Jahre 1997 - 2002), die durchschnittliche Jahrestemperatur 24,4°C. In der Nähe der Ortschaften findet vorrangig Ackerbau statt, und in der Savanne werden Viehhaltung und illegaler Holzeinschlag betrieben.

3. Methoden

Versuche in der Trocken- und Regenzeit (März, Sept. 2001 bzw. 2002):

Die Abundanz und vertikale Verteilung von *Hyperiodrilus africanus*, der zu den häufigsten Oligochaeten Westafrikas gehörenden Regenwurm-art, wurde in den Tiefen 0-5 cm, 5-10 cm, 10-25 cm per Handauslese ermittelt (pro Fläche je 3 Plots von 0,25 m² Größe). Die Anzahl der Wurmlosung und Makroporen von *Hyperiodrilus africanus* wurden mit

Hilfe eines Zählrahmens auf der Bodenoberfläche erfasst (pro Fläche je 3 Plots von 0,25 m² Größe) (Lamparski 1985). Um die Fraßaktivität der Mesofauna zu bestimmen, wurde der Köderstreifen-Test (bait-lamina-test) nach VON TÖRNE (1990) durchgeführt (pro Fläche je 3 Plots von 12,5 m² Größe mit je 3 Subplots von 4 m² Größe, Exposition 14 Tage).

Versuche während der Regenzeit (April-Sept. 2001): Der Netzbeutel-Test (leaf litter bag-test) erfolgte im Verlauf einer gesamten Regenzeit, um die Aktivität der Makro-, Meso- und Mikrofauna unter sich ändernden Feuchte- und Temperaturbedingungen und unter dem Einfluss der Nutzung zu untersuchen (pro Fläche je 3 Plots von 24 m² Größe mit je 6 Subplots von 4 m² Größe, Netzbeutel mit Maschenweiten 15 mm, 0,5 mm, 0,02 mm, Beutelinhalt aus 5 g Blattmasse von *Anacardium spec.* und *Vitellaria spec.*, Exposition 2, 4, 8, 20, 24 Wochen).

4. Ergebnisse und Diskussion

In der Trockenzeit konnten keine Organismen der Art *Hyperiodrilus africanus* im Oberboden der Savannen- und Ackerflächen nachgewiesen werden. Die Regenwürmer reagieren auf Wassermangel und hohe Temperaturen mit vertikaler Wanderung in tiefere Bodenbereiche, wo sie in Trockenstarre überdauern (EDWARDS & BOHLEN 1996). Im durch hohe Niederschlagsraten gekennzeichneten Monat September wurden dagegen Regenwürmer im Oberboden vorgefunden, und zwar in der extensiv weidewirtschaftlich genutzten Savanne in höherer Anzahl als auf den kultivierten Flächen (Tab. 1). Zwischen den Feldern mit Baumwolle, Mais und Yams konnten keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Besiedlungsdichte mit Regenwürmern festgestellt werden.

Tab. 1: Abundanz und vertikale Verteilung (Ind. m⁻², Mittel ± Std.abw.) von *Hyperiodrilus africanus* (Sept. 2002, n = je 3 pro Fläche)

Nutzung	0-5 cm	5-10 cm	10-25 cm	0-25 cm
Savanne	38 ± 12	28 ± 9	14 ± 6	80
Baumw.	23 ± 19	21 ± 6	8 ± 8	52
Mais	21 ± 8	15 ± 6	7 ± 6	43
Yams	8 ± 8	8 ± 7	9 ± 8	25

Nutzung: Savanne > Yams (p SIDAK < 0,0127)

Tiefe: 0-5 cm > 10-25 cm (p SIDAK < 0,0127)

Die am Ende der Trocken- und Regenzeit durchgeführten Zählungen frischer Fäzies und Bioporen zeigen eine deutliche Saisonalität der Regenwurmkaktivität im Aguima-Einzugsgebiet (Tab. 2). Im April konnten keine frische Wurmlosung und neu angelegte Makroporen auf den Versuchsflächen nachgewiesen werden. Im September wurden dagegen frische Exkremete sowie neue Poren festgestellt, was auf der oberflächennahen Anwesenheit der Makrofauna während der regenreichen Periode beruht (EDWARDS & BOHLEN

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn; junge.b@t-online.de

² El Colegio de la Frontera Sud, Apartado Postal 1041, 86100 Villahermosa, Mexiko

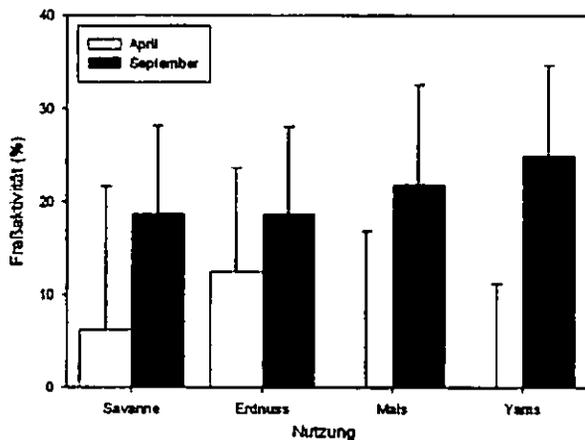
1996). Des Weiteren verdeutlichen die Ergebnisse, dass die Wurmaktivität im Oberboden der Savanne signifikant höher als auf den Ackerstandorten war.

Tab. 2: Losung und Makroporen (Anzahl m⁻², Mittel ± Std.abw.) von *Hyperiodrilus africanus* (Sept. 2002, n = je 3 pro Fläche)

Nutzung	Losung	Makroporen
Savanne	564 ± 64	219 ± 20
Baumwolle	0 ± 0	5 ± 4
Mais	32 ± 10	60 ± 16
Yams	0 ± 0	8 ± 7

Losung: Nutzung: Savanne > Baumwolle, Mais, Yams (p SIDAK < 0,0025), Mais > Baumwolle, Yams (p SIDAK < 0,0127); Makroporen: Nutzung: Savanne > Baumwolle, Mais, Yams; Mais > Baumwolle, Yams (p SIDAK < 0,0025)

Die Fraßaktivität der Mesofauna im Oberboden des Mais- und Yamsfeldes sowie in der Savanne unterschieden sich in der Trocken- und Regenzeit signifikant voneinander (Abb. 1). Die Umsatzleistung war im April (< 12%) geringer als im September (> 18%). Die Faktorenanalyse zeigt, dass sowohl die Temperatur als auch die Feuchtigkeit des Bodens die Fraßaktivität maßgeblich beeinflussen. So nahm die Umsatzleistung der Organismen mit steigender Temperatur ab (R_S = -0,83*) und mit zunehmender Feuchtigkeit zu (R_S = 0,9*). Auf den unterschiedlich genutzten Flächen wurden in der Trockenzeit nur teilweise und in der Regenzeit keine signifikanten Unterschiede hinsichtlich der Fraßaktivität ermittelt.

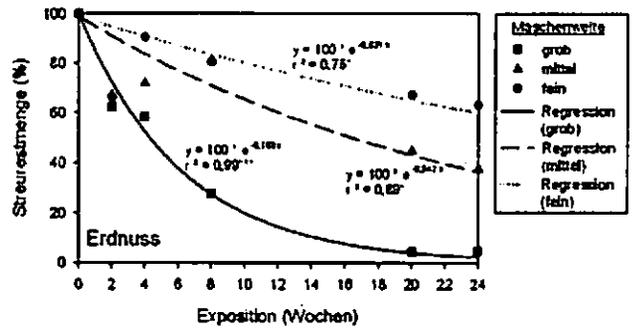


Trocken-, Regenzeit: Mais > Mais; Yams > Yams, Savanne > Savanne (p SIDAK < 0,0025); Nutzung: Erdnuss > Mais, Yams (p SIDAK < 0,0127)

Abb. 1: Fraßaktivität (Median und 95%-Konfidenzintervall) nach 14tägiger Exposition der Köderstreifen (April + Sept. 2001, n = je 144 pro Fläche)

Der Streuwiederfund in allen Netzbeuteln war zu Beginn der regenreichen Periode relativ ähnlich, differenzierte sich jedoch mit zunehmender Versuchsdauer. So war die Abnahme der Streurestmengung in den Beuteln mittlerer und feiner Maschenweite insgesamt geringer als in den grobmaschigen Beuteln (Abb. 2). Die Makrofauna leistet somit einen wesentlichen Beitrag bei der

Zersetzung organischer Substanzen, indem sie die Streu zerkleinert und für die Meso- und Mikrofauna leichter zugänglich macht (GISI et al. 1997).



Maschenweite: grob > mittel > fein (p SIDAK < 0,0127)

Abb. 2: Streuwiederfund (Mittel) pro Maschenweite und Entnahmetiefe (April - Sept. 2001, n = je 9 pro Maschenweite und Entnahmetiefe, hier Beispiele Savanne)

5. Schlussfolgerung

Die bodenökologischen Versuche haben gezeigt, daß die Verbreitung und Aktivität der Bodenfauna stark vom Klima, d.h. von den Temperatur- und Feuchtigkeitsbedingungen beeinflusst werden. So kommen während der regenreichen Periode deutlich mehr Regenwürmer im Oberboden vor, und die Aktivität der Bodenfauna ist erhöht. Die ackerbauliche Nutzung des Bodens führt zur Reduzierung der Anzahl und somit auch der Tätigkeit der Bodenorganismen. Die Intensivierung der Feldwirtschaft hat die biologische Degradierung des Bodens zur Folge. Letztere führt neben Erosion und physikalischer sowie chemischer Verschlechterung zur Beeinträchtigung der Bodenfunktionen und schließlich zur Verknappung der Ressource Boden.

Danksagung

Das Projekt IMPETUS (Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser) wird seit 2000 vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF), vom Ministerium für Wissenschaft und Forschung des Landes Nordrhein-Westfalen (MWF) und den Universitäten Köln und Bonn finanziert.

Literatur

EDWARDS, C.A. & BOHLEN, P.J. (1996): Biology and ecology of earthworms. - Chapman & Hall, London, 426 S.
 FÖLSTER, H. (1983): Bodenkunde Westafrika. Afrika-Kartenwerk. - Beih.W4: 101 S.; Berlin.
 GISI, U., SCHENKER, R., SCHULIN, R. STRADELMANN, F.X. & STICHER, H. (1997): Bodenökologie. - Thieme-Verlag, Stuttgart, 351 S.
 LAMPARSKI, F. (1985): Der Einfluss der Regenwürmer auf Waldböden im Südschwarzwald. - Freiburger Bodenk. Abh. 15, 205 S.
 TROLL, C. & PAFFEN, K.-H. (1964): Karte der Jahreszeitenklimate der Erde. - Erdkunde 18: 5 - 28.
 VON TÖRNE, E. (1990): Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bail-lamina-test. - Pedobiologia 34: 89-101.

Manometrische Bestimmung der mikrobiellen Atmung in alpinen Böden unterschiedlicher Höhenstufen

Johannes Mair und Paul Illmer*

Einleitung

Als mikrobielle Bodenatmung wird die O₂-Aufnahme bzw. CO₂-Abgabe durch Bakterien, Pilze, Algen und Protozoen bezeichnet. Sie gibt Aufschluß über den physiologischen Zustand der Mikroflora und nimmt deshalb bei Bodenuntersuchungen eine zentrale Stellung ein. Im Rahmen einer Studie an Gebirgsböden wurde durch Atmungsmessungen untersucht, ob eine Anpassung der Mikroorganismen an extreme Temperaturen entlang eines Höhengradienten feststellbar ist. Dazu wurde ein System zur kontinuierlichen Messung bei teils tiefen Temperaturen benötigt. Die Wahl fiel auf quecksilberfreie Drucksensoren, die für die BSB-Messung in der Abwasseranalytik entwickelt wurden. Sie messen den Druckabfall im geschlossenen System, der durch O₂-Zehrung bei gleichzeitiger Absorption von CO₂ entsteht.

Zur Validierung der Meßmethode wurde die CO₂-Produktion mit einem Standardverfahren (IRGA) geprüft.

Material und Methoden

20 zwischen 1900 und 2600 m NN verteilte Untersuchungsflächen wurden bis 15 cm Tiefe beprobt, der Boden wurde gesiebt (2 mm) und auf 70 % MWHK eingestellt. Die Bodentemperatur in 5 cm Tiefe wurde zwei Wochen lang vor der Probennahme mit Dataloggern (iButton®, Dallas Semiconductor) gemessen. Der Höhengradient wurde durch unterschiedliche Inkubationstemperaturen simuliert (Zusammenhang Seehöhe/mittlere Bodentemperatur s. Abb. 1). Die manometrische Atmungsmessung erfolgte mit Drucksensoren OxiTop®-C von WTW (Weilheim) für jeweils 5 Tage bei 22, 10 und 5°C.

Die Respiration wurde über die Druckänderung je Zeiteinheit nach Absorption des entstehenden CO₂ berechnet. Zur Vergleichsmessung wurde eine Anlage nach Heinemeyer mit IR-Gasanalysator zur Bestimmung der CO₂-Konzentration im Gasstrom bei 22°C verwendet.

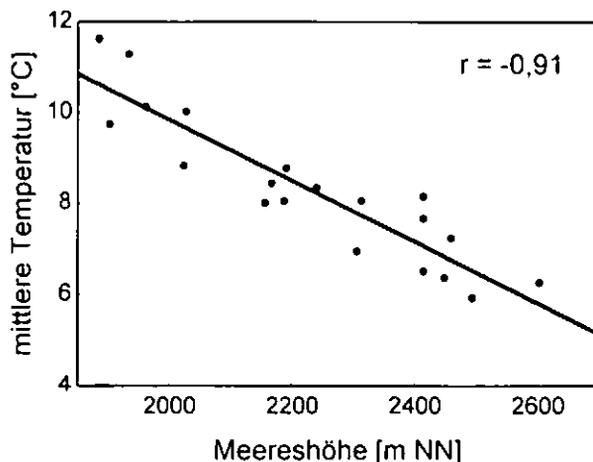


Abb. 1: Korrelation von Seehöhe und Bodentemperatur.

Ergebnisse und Diskussion

Zwischen der manometrisch ermittelten Bodenatmung und den im IRGA gemessenen Werten konnte unabhängig von der Inkubationstemperatur ein deutlicher linearer Zusammenhang festgestellt werden. Abb. 2 stellt den Zusammenhang zwischen der manometrischen Messung bei 22°C und der IRGA-Methode dar. Bei 10 und 5°C betragen die Korrelationskoeffizienten 0,89 bzw. 0,86.

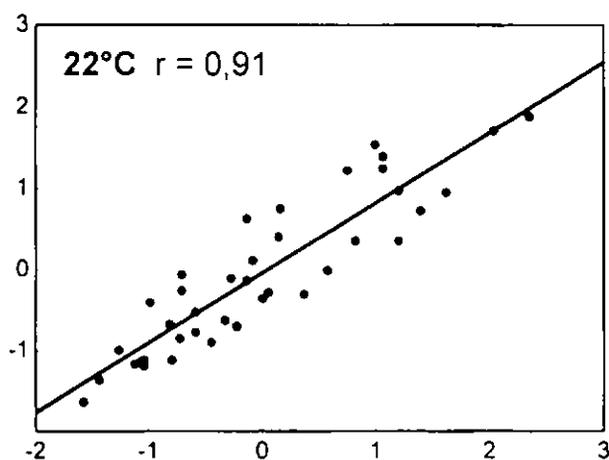


Abb. 2: Korrelation zwischen Respirationsraten gemessen mit OxiTop® (x) bzw. mit IRGA (y). Werte standardisiert.

*Institut für Mikrobiologie
Technikerstr. 25 d, A-6020 Innsbruck
e-mail: J.Mair@uibk.ac.at

Die Messung des Druckunterschiedes mit quecksilberfreien Sensoren ist somit für die Bestimmung der Bodenatmung in einem breiten Temperaturbereich geeignet (Einsatztemperatur 5 – 40°C). Die Apparatur bietet neben einfacher Handhabung, Flexibilität und hoher Meßgenauigkeit den Vorteil einer kontinuierlichen Messung. Durch das Meßprinzip wird nur verbrauchter O₂ erfaßt, die abiotische CO₂-Freisetzung aus alkalischen Böden hat keinen Einfluß. Die Messung im geschlossenen Gefäß kommt zudem den realen Bedingungen im Boden näher als kontinuierlich belüftete Systeme.

Literatur

- Heinemeyer O. et al. (1989) *Plant & Soil* 116, 191-195.
Platen H., Wirtz A. (1999) FH Gießen Friedberg, 1. Auflage.
Rangger A. et al. (1994) *Mitt. Österr. Bodenkundl. Ges.* 48/49, 379-386.

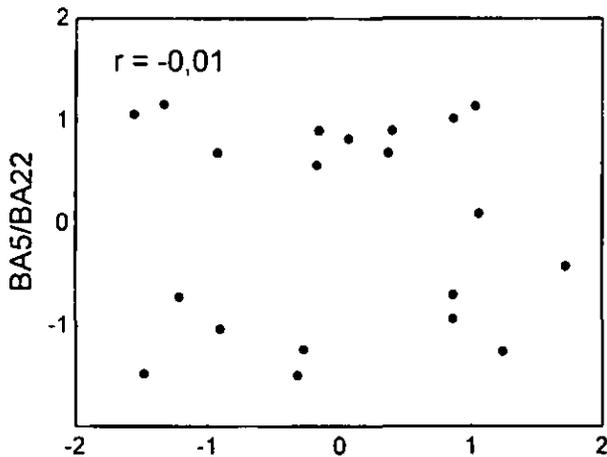


Abb. 3: Korrelation von Seehöhe (x) und Respirationsquotienten (y). Werte standardisiert.

Zur Bewertung des Höheneinflusses wurden die Atmungsraten bei 5 bzw. 10°C (BA5, BA10) in Relation zu jener bei 22°C gesetzt (BA22). Diese Respirationsquotienten sollten als Maß für eine eventuelle Adaptierung der Bodenmikroflora an niedrige Temperaturen dienen. Zwischen den Quotienten und dem Höhengradienten konnte allerdings kein Zusammenhang festgestellt werden (Abb. 3). Die Höhenlage respektive Bodentemperatur des Standorts scheint demnach zu keiner meßbaren Adaptierung der Bodenmikroflora an die Bedingungen im Hochgebirge beizutragen. Weitergehende Untersuchungen zeigten, daß vor allem durch die physikalischen und chemischen Eigenschaften und nicht durch Standortfaktoren ein direkter Einfluß auf die mikrobielle Aktivität der untersuchten Böden ausgeübt wird.

Bodenökologische Bewertung eines Agrarökosystems anhand der räumlichen Variabilität ausgewählter Parameter

Stefan Schrader¹, Jana-Aletta Thiele¹
und Andreas Pacholski¹

1. Untersuchungsschwerpunkte

Der Boden einer Ackerfläche, die nach ortsüblichen Kriterien bewirtschaftet wird, wurde einem Rasterdesign folgend beprobt. Für unterschiedliche Parameter wurde ermittelt, welche räumlichen Korrelationen bestehen und welche räumlichen Verteilungsmuster die Fläche charakterisieren. Darüber hinaus wurde geprüft, ob sich zwischen den erhobenen Parametern Korrelationen aufzeigen lassen.

Ziel der Untersuchung war festzustellen, ob die Fläche aus bodenwissenschaftlicher Sicht als weitgehend homogen zu betrachten ist oder ob der Standort als eher heterogen zu bewerten ist.

2. Standort

Die beprobte Ackerfläche ist Teil des Versuchsgeländes der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) in Braunschweig. Die Rasterbeprobung erfolgte Mitte Januar 2004 zu einem Zeitpunkt, als die Fläche nach Wintergerste und Zwischenfrucht Weidelgrass vor der Rüben Aussaat brach lag.

Boden- und Lufttemperatur lagen in den 10 Tagen vor der Beprobung über 0°C mit einem mittleren Niederschlag von täglich 5 mm. Der Boden ist eine Parabraunerde aus schwach lehmigem Sand bei pH 6,5 mit 1,1 % organischer Substanz.

3. Material und Methoden

Die Beprobungspunkte wurden im 25 m Abstand mit einem GPS-Gerät eingemessen, um später für weitere Beprobungen das gleiche Raster verwenden zu können. Das Raster wurde mit insgesamt 81 Punkten quadratisch angelegt und umfasste eine Gesamtfläche von 4 ha. Jeder Messpunkt wurde mit einem Bohrstock von 4 cm Durchmesser 20 cm tief zweimal beprobt.

Jeweils ein Bohrkern wurde für die Texturanalyse verwendet, die mittels Nasssiebung der Differenzierung der drei Sandfraktionen diente.

Material desselben Bohrkerns wurde weiterhin für die Messung der Bodenfeuchte und der Gehalte an Kohlenstoff (C_t) und Stickstoff (N_t) verwendet. Der zweite Bohrkern diente der Nassextraktion der Enchytraeiden (Graefe 1984).

Aus den erhobenen Daten wurden mit VARIOWIN die Semivarianzen errechnet, Modellanpassungen durchgeführt und in Varioграмmen dargestellt. Mit Hilfe von GEO-EAS erfolgten Kriging-Interpolationen, auf deren Grundlage mit SIGMA-PLOT eine graphische Visualisierung in horizontalen Verteilungskarten durchgeführt wurde. Außerdem wurden die Datensätze einer Korrelationsanalyse nach Pearson unterzogen. Die nicht-normalverteilten Enchytraeiden-Daten erreichten durch log-Transformation eine Normalverteilung.

4. Ergebnisse und Diskussion

Als vergleichsweise konstanter Parameter diente der Sandgehalt als Bezugsgröße für die übrigen Messgrößen: 5,39 % Grobsand; 39,59 % Mittelsand; 23,11 % Feinsand und 31,91 % Schluff und Ton. Für alle Parameter ließ sich ein Range für etwa gleiche Distanzen errechnen: 64 m (Enchytraeiden, Bodenfeuchte), 68 m (Mittelsand), 83 m (Kohlenstoff), 84 m (Stickstoff). Außer für Enchytraeiden ergaben sich geringe Nugget-Werte, was auf eine hohe räumliche Korrelation der anderen Parameter hindeutet. In Bezug auf Korrelationen der Parameter untereinander ließen sich signifikante negative Korrelationen der Mittelsandgehalte mit der Bodenfeuchte sowie den C- und N-Gehalten nachweisen. Signifikant positiv waren die Bodenfeuchte mit C- und N-Gehalten sowie C mit N-Gehalten korreliert. Die Abundanzen der Enchytraeiden waren nicht signifikant mit den übrigen Parametern korreliert.

Anhand der Verteilungskarten (Abb. 1 bis 4) lassen sich die genannten Zusammenhänge der einzelnen Parameter anschaulich nachvollziehen. Die Ackerfläche wird von Süden nach Nordosten von einer Sandzunge durchzogen (Abb. 1), die die räumliche Verteilung der meisten übrigen Parameter wie Bodenfeuchte (Abb. 2), C-Gehalte (Abb. 3) und N-Gehalte deutlich bestimmt. Unabhängig von der hohen räumlichen Variabilität ist die Variabilität des Sandgehaltes gering (Abb. 1), da sich die Bodenart als schwach lehmiger Sand nicht ändert. Damit ist die Fläche aus Textursicht nach KA 5 (2005) als homogen zu werten. Auch die Variabilität der Bodenfeuchtwerte sowie der C- und N-Gehalte

¹Inst. für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, e-mail: stefan.schrader@fal.de

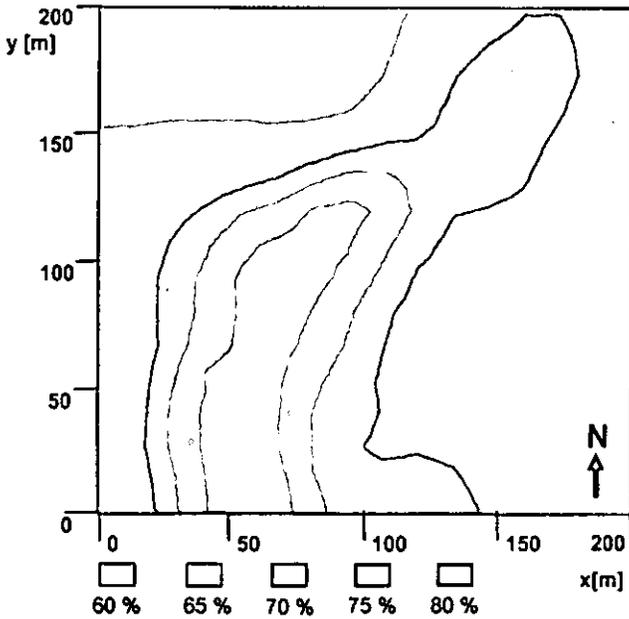


Abb. 1 Räumliche Verteilung der Sandfraktion einer Ackerfläche.

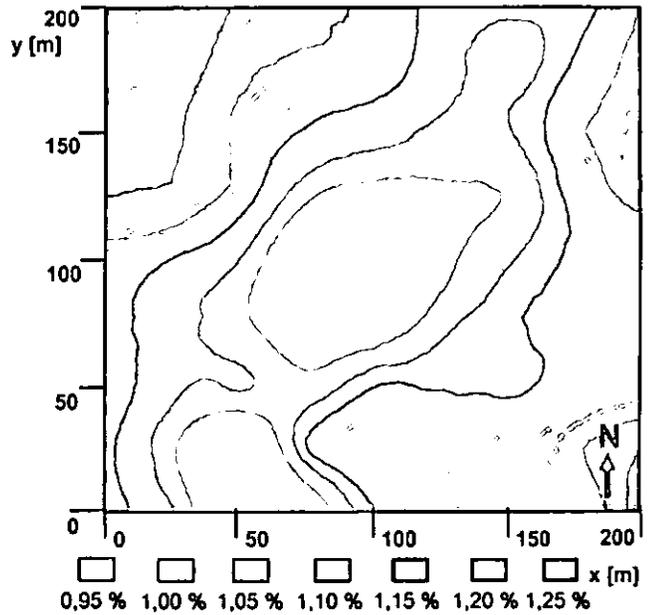


Abb. 3 Räumliche Verteilung des Gehaltes an Kohlenstoff (gesamt) einer Ackerfläche.

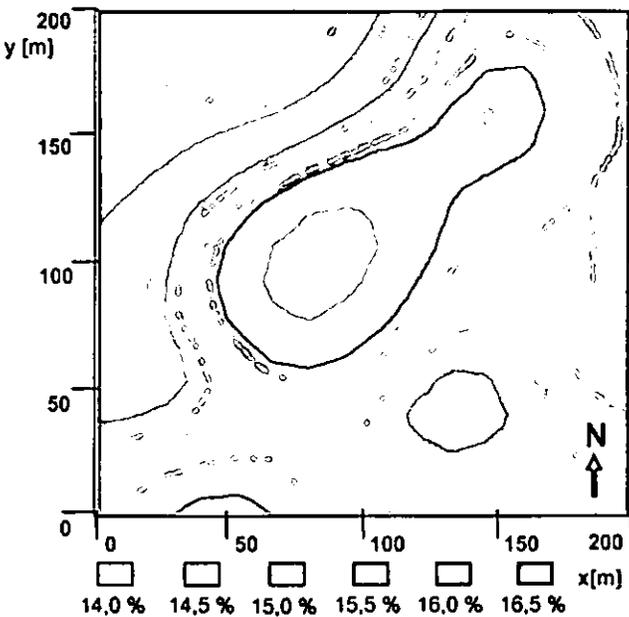


Abb. 2 Räumliche Verteilung der Bodenfeuchte einer Ackerfläche.

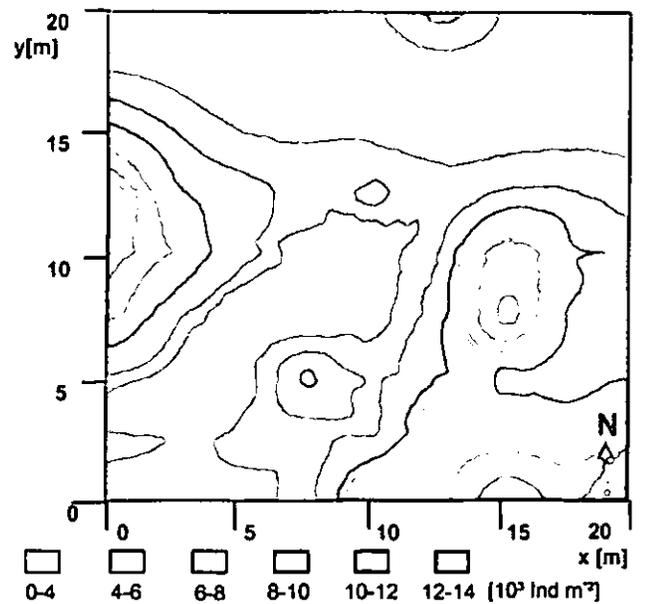


Abb. 4 Räumliche Abundanz-Verteilung der Enchytraeiden einer Ackerfläche.

ist gering im Gegensatz zu ihrer hohen räumlichen Variabilität. Jahreszeitlich bedingt sind die Abundanzen der Enchytraeiden mit durchschnittlich 5000 Ind. m^{-2} als gering einzustufen. Die Enchytraeiden (Abb. 4) folgen nur schwach dem räumlichen Muster der übrigen Parameter. Andere Komponenten wie z.B. jahreszeitlich bedingte Vertikalwanderung tiefer als 20 cm und Populationsdynamik scheinen eine gravierende Rolle zu spielen.

Außer für die Enchytraeiden konnte eine hohe räumliche Variabilität bei scheinbarer Homogenität der Meßgrößen festgestellt werden.

5. Literatur

Graefe, U. (1984). Eine einfache Methode zur Extraktion von Enchytraeiden aus Bodenproben. Protokoll des Workshops zu Methoden der Mesofaunaerfassung und zur PCB-Wirkung auf Collembolen und andere Mesofauna-Gruppen, Bremen 1984, 17.

KA 5 (2005). Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage. Hrsg. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

Dank. Wir danken Prof. Dr. H.-J. Weigel, Dr. T.-H. Anderson, und T. Gauger für wissenschaftlichen Rat sowie S. Bohner, S. Behn, S. El-Sayed, W. Ihle und B. Ortmeier für technische Unterstützung.

Ausgewählte Oberbodenparameter unter verschiedenen Beweidungsintensitäten in einem Steppe-Ökosystem

M. Steffens, A. Kölbl, I. Kögel-Knabner

Einleitung

Intensive Landnutzung und Überweidung führen im Steppengebiet des nördlichen Chinas zu einer Degradation der Vegetation und der Böden. Dies äußert sich durch das gehäufte Auftreten von Staubstürmen, die vermehrte Bildung von Gullies und die endgültige Desertifikation des Graslandes.

Im Rahmen der Forschergruppe MAGIM beschäftigt sich das hier vorgestellte Teilprojekt P1, mit dem Einfluß der Beweidung auf die organische Substanz im Boden sowie deren Beitrag zur Aggregatstabilität.

Untersuchungsgebiet

550 km nördlich von Peking befindet sich das Untersuchungsgebiet in der autonomen Provinz Innere Mongolei nahe der Stadt Xilinhot im Einzugsgebiet des Xilin River. Der mittlere Jahresniederschlag beläuft sich auf 360 mm und die mittlere Jahrestemperatur beträgt 1.7 °C. Calcic Chernozems (WRB) bilden die typischen Böden in dem von *Leymus chinensis* und *Stipa grandis* dominierten Grasland.

Material und Methoden

Vier Standorte mit unterschiedlichen Beweidungsintensitäten wurden im Rahmen der Fragestellung beprobt (Unbeweidet seit 1979, unbeweidet seit 1999, Winterweide, kontinuierlich beweidet). Auf jeder dieser Flächen wurde ein orthogonales Raster mit jeweils 100 Punkten und einem Punktabstand von 15 m bzw. 50 m eingerichtet. Zur Erfassung der kleinräumigen Variabilitäten dienten jeweils 5 Punktnester mit einem Punktabstand von 5 m bzw. 10 m.

An jedem Punkt wurde mithilfe eines Pürckhauers die Mächtigkeit des humosen Horizontes (Axh) erfasst und drei Stechzylinder (100 cm³, 0-

4 cm Tiefe) entnommen. Diese Proben wurden hinsichtlich Lagerungsdichte, C- und N-Konzentration und pH-Wert untersucht. Die Bestimmung der C- und N-Konzentration erfolgte mit einem Vario Max CNS (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau). Da der Oberboden kein Carbonat enthält, entspricht die C-Konzentration dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (OC). Der pH-Wert wurde in einem 1:1-Gemisch Boden/0.1 molare CaCl₂-Lösung bestimmt.

Die statistischen Auswertungen erfolgten mit SPSS 13.0 für Windows (SPSS Inc., Chicago). Mit einer einfaktoriellen Varianzanalyse (ANOVA; *p*: 0.05) wurde der Einfluß der Beweidung auf die verschiedenen Parameter untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Die Lagerungsdichte des Oberbodens wird stark von der Beweidungsintensität beeinflusst (Abb. 1). Die kontinuierlich beweidete Fläche zeigt dabei eine signifikant höhere Lagerungsdichte als die übrigen Flächen, was auf die Kompaktion durch den erhöhten Viehtritt zurückzuführen ist. Die seit 1979 unbeweidete Fläche weist hingegen signifikant niedrigere Lagerungsdichten auf, was sich u. a. durch den unterbundenen Viehtritt erklären lässt. Auffällig

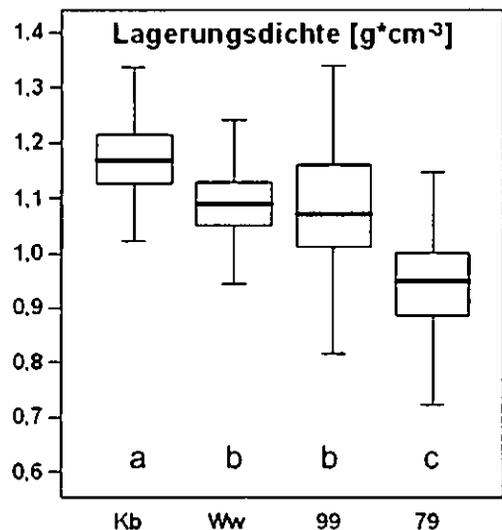


Abb. 1: Einfluß der Beweidung auf die Lagerungsdichte des Oberbodens (Kb = Kontinuierlich beweidet, Ww = Winterweide, 99 = unbeweidet seit 1999, 79 = unbeweidet seit 1979). Boxplots geben den Median, das 25. und 75. Perzentil sowie den minimalen und den maximalen Wert an. Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede zwischen den Gruppen.

ist zudem die große Ähnlichkeit zwischen der seit 1999 unbeweideten Fläche und der Winterweide.

Die OC-Konzentrationen der vier Flächen verhalten sich entgegengesetzt zu der Lagerungsdichte (Abb. 2). Während die seit 1979

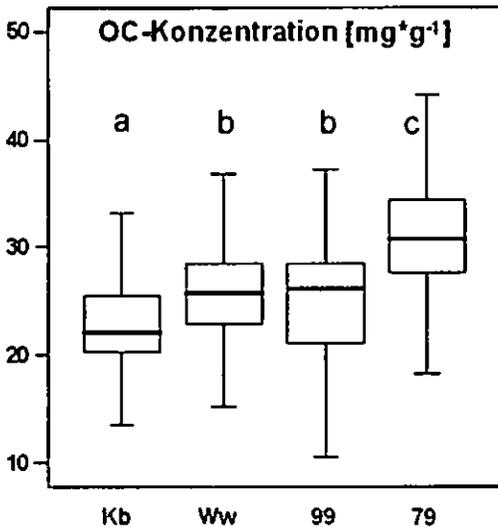


Abb 2: Einfluß der Beweidung auf die OC-Konzentration des Oberbodens.

unbeweidete Fläche signifikant höhere Konzentrationen aufweist, zeigt die kontinuierlich beweidete Fläche signifikant niedrigere Gehalte. Die seit 1999 unbeweidete Fläche und die Winterweide sind auch in Bezug auf die OC-Gehalte nicht signifikant verschieden. Zurückzuführen sind diese Unterschiede auf den unterschiedlichen Eintrag von organischem Material infolge der verschiedenen Beweidungsintensitäten. N reagiert auf die verschiedenen Nutzungen in gleicher Weise wie OC ($R^2 = 0.968$). Das C/N-Verhältnis zeigt keine signifikanten Unterschiede zwischen den vier Flächen.

Kohlenstoffvorräte werden anhand der OC-Konzentration, der Lagerungsdichte und der Horizontmächtigkeit berechnet. Änderungen der Lagerungsdichte durch den Viehtritt infolge der stärkeren Beweidung werden dabei nicht berücksichtigt. Daher wurden in dieser Studie die OC-Vorräte nicht mit der Lagerungsdichte sondern nach Ellert & Bettany (1995) mit einer normalisierten Masse (unbeweidet seit 1979) berechnet. Die Ergebnisse (Abb. 3) zeigen, dass die seit 1979 unbeweidete Fläche den signifikant höchsten und die kontinuierlich beweidete

Fläche den signifikant niedrigsten OC-Vorrat aufweist. Die beiden mittleren Beweidungsintensitäten sind auch in Bezug auf die Kohlenstoffvorräte nicht signifikant verschieden.

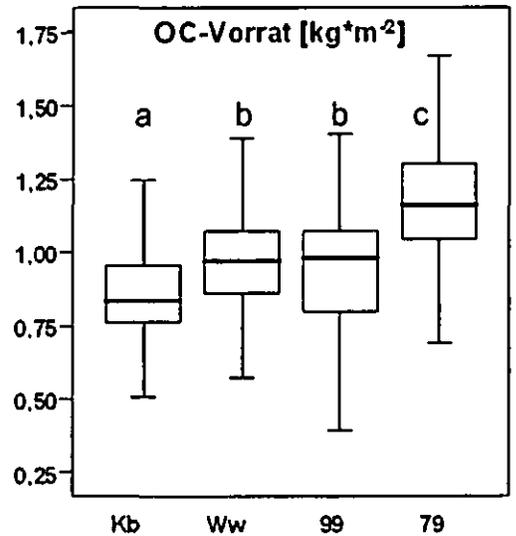


Abb 3: Einfluß der Beweidung auf den OC-Vorrat des Oberbodens (Vorratsberechnungen erfolgten mit einer normalisierten Masse (Ellert & Bettany, 1995). Als Masse wurde der Mittelwert der unbeweidet seit 1979 verwendet).

pH-Wert und Mächtigkeit des humosen Horizontes zeigen keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungsformen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, daß die Beweidung eine zentrale Rolle bei der Degradation der Steppenböden im Norden Chinas spielt. Für den Oberboden können bezüglich Lagerungsdichte, OC- und N-Konzentration und OC- und N-Vorrat signifikante Einflüsse der Beweidung nachgewiesen werden.

Eine Regeneration der degradierten Flächen ist somit möglich, wenn die Beweidung verringert oder ausgesetzt wird. Ein Zeitraum von sechs Jahren ohne Beweidung reicht jedoch nicht aus um die untersuchten Parameter signifikant zu verändern.

Literatur

Ellert, B. H., Bettany, J. R. (1995): Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes.- Canadian Journal of Soil Science, Vol. 75, Iss. 4, 529-538.

Dank

Die Autoren danken der DFG für die Finanzierung der Forschergruppe 536 „MAGIM“.

Lumbricidenvorkommen in unterschiedlichen Ökosystemen

Tischer, S.¹

1. Einleitung

Regenwürmer sind als Untersuchungsobjekte wichtige Glieder des Nährstoffkreislaufs im Boden und haben sich als Indikatororganismen zur Beurteilung der Bodenqualität bewährt. In vorliegender Arbeit wird ein Beitrag für eine Bewertung der ökologischen Ansprüche von Lumbriciden an Standorteigenschaften geleistet. Dazu wurde eine Matrix mit besonderer Berücksichtigung von pH-Werten, Humusgehalten und der Bodenfeuchte für die am häufigsten vorkommenden Arten erstellt.

2. Material und Methoden

Die Erfassung der Lumbriciden erfolgte nach DIN ISO 11268-3 auf insgesamt 101 Standorten. Davon waren 40 Ackerland (U/T-Böden 30, Sandböden 10), 30 Grünland (feucht 13, trocken 17), 19 Laubwald (davon 4 Auenwald), 7 Nadelwald und 5 Kippenstandorte. 73 der untersuchten Standorte sind Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Sachsen-Anhalt. Bei den übrigen Standorten handelt es sich um Versuchsflächen, die sich überwiegend im mitteldeutschen Raum befinden. Bei Grünland erfolgte eine Unterteilung in feuchte, durch Grund- oder Stauwasser beeinflusste, und in trockenere Biotope. Beim Laubwald wurden die Auenwälder extra berücksichtigt.

3. Ergebnisse und Diskussion

Auf dem Grünland wurden sowohl die höchsten Individuenzahlen als auch die höchste Biomasse ermittelt. Hinsichtlich dieser beiden Parameter lässt sich folgende Rangfolge für die Nutzungsarten aufstellen: Auenwald > Grünland (feucht) > Grünland (trocken) > Acker (Sand) > Laubwald > Acker (U/T) > Kippen > Nadelwald (Abb. 1).

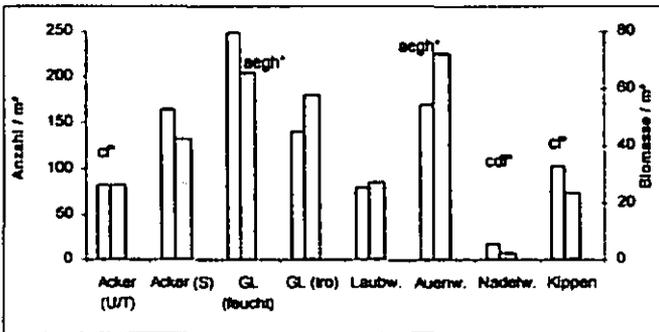


Abbildung 1: Lumbricidenanzahl und -biomasse bei verschiedenen Ökosystemen

Die großen Unterschiede zwischen Sand- und U/T-Böden sind vor allem mit der geringeren Bewirtschaftungsintensität auf den Sandstandorten zu begründen. Die höchste Artendiversität mit durchschnittlich 1,41 wird auf dem Grünland (feucht) erreicht, gefolgt vom Auenwald (1,33), Grünland (trocken), Laubwald, U/T-Böden, Sandböden, Kippen und Nadelwald. Bei der Beurteilung der Altersstruktur waren keine signifikanten Unterschiede festzustellen. Der Anteil an adulten Tieren war beim Laub-

und Nadelwald mit jeweils ca. 45% am höchsten. Das sind jene Standorte, die geringeren Bewirtschaftungseinflüssen unterliegen, aber auch teilweise pH-Werte um oder unter vier aufweisen. Letzteres spricht für eine geringe Reproduktion. Auf den Kippenböden, wo sich noch ein stabiles Vorkommen einstellen muss, beträgt der Anteil an adulten Tieren nur 20% (Abb. 2).

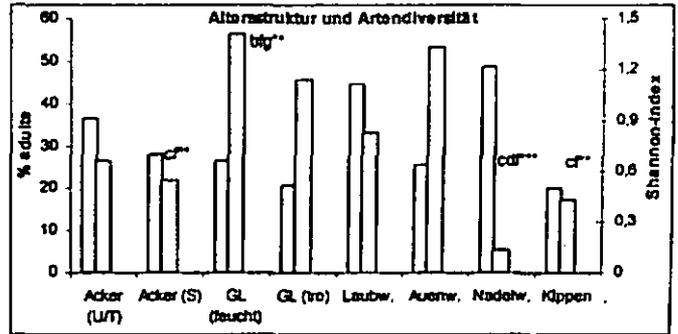


Abbildung 2: Anteil adulter Tiere (%) und Artendiversität in unterschiedlichen Ökosystemen

Dominierende Arten auf den U/T-Ackerstandorten sind *A. rosea* (35%), *A. caliginosa* (20%), *A. chlorotica* (18%), *L. terrestris* (17%) und *O. cyaneum* (9%). Auf Sandböden sind die Dominanzanteile zu Gunsten von *A. caliginosa* (72%) verschoben. *L. terrestris* ist mit 9% und *O. cyaneum* überhaupt nicht vertreten. Auf den trockeneren Grünlandstandorten ist *L. terrestris* mit 30% die dominierende Art. Insgesamt wurden hier 9 Arten festgestellt. Das feuchte Grünland konnte 11 Arten aufweisen, wobei der Anteil von *L. terrestris* durchschnittlich 13% beträgt und die dominierende Art *A. caliginosa* (32%) ist. Im Auenwald dominieren wiederum *A. caliginosa* (28%), *L. castaneus* (26%) und *L. rubellus* (17%). Im Laubwald sind vor allem *A. rosea* (26%) und *L. rubellus* (31%) sehr häufig vertreten (Abb. 3).

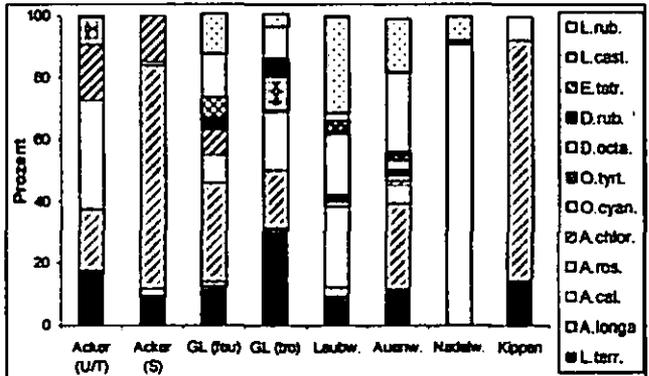


Abbildung 3: Dominanzanteile der Lumbricidenarten bei verschiedenen Ökosystemen

Auf den saureren Flächen (pH-Werte < 4,5) dominieren die acidotoleranten Arten *D. octaedra*, *D. rubida* und *L. rubellus*. *L. terrestris*, *A. rosea*, *A. caliginosa* und *O. tyrtaeum* treten erst ab pH-Werten von 4,5 in den Böden auf. Für die einzelnen Arten können für alle Standorte folgende pH-Bereiche, Humusgehalte und durchschnittliche Individuengewichte festgehalten werden (Tab. 1). Das Individuengewicht der einzelnen Arten hängt überwiegend nicht vom pH-Wert ab. Ausschlaggebend für die Individuengewichte sind die Ernährungsgrundlage, die Bodenfeuchte der Standorte, die Nährstoffkonkurrenz mit anderen im Boden lebenden Arten und das Alter der Tiere.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther - Universität Halle - Wittenberg, Weidenplan 14, 06108 Halle/Saale

Ähnliche Aussagen lassen sich auch für die Dominanzanteile der Arten treffen. Hier gibt es eine ausgeprägte pH-Abhängigkeit nur bei *D. octaedra* und *L. rubellus* (TISCHER, 2005). Die übrigen Arten weisen eine hohe Variabilität ihrer Dominanzanteile bei den verschiedenen Standorten bei höheren pH-Werten ab 4,5 auf.

Tabelle 1: Vorkommen der häufigsten Lumbricidenarten nach pH-Werten und C_{org}-Gehalten (Mittelwerte)

Art	Indiv. gew. (g)	pH-Wert	C _{org} (%)	Anzahl d. Vorkommens
Epigäisch				
<i>D. octaedra</i>	0,12	3,8	5,82	21
<i>D. rubida</i>	0,09	4,6	6,95	13
<i>E. tetraedra</i>	0,05	6,0	5,24	8
<i>L. castaneus</i>	0,12	5,5	4,46	24
<i>L. rubellus</i>	0,52	4,9	5,04	28
Endogäisch				
<i>A. chlorotica</i>	0,28	6,3	2,77	29
<i>A. caliginosa</i>	0,46	6,2	3,03	64
<i>A. nocturna</i> *	1,03	6,2	2,42	16
<i>A. limicola</i>	0,12	5,0	4,68	2
<i>A. rosea</i>	0,24	6,3	3,17	59
<i>O. cyaneum</i>	1,20	6,2	3,09	30
<i>O. tyrtaeum</i>	0,97	6,1	4,21	22
Anözisch				
<i>A. longa</i>	1,09	6,1	2,81	15
<i>L. terrestris</i>	3,07	6,1	3,23	67

* Einer der vier Phänotypen von *A. caliginosa* nach SIMS und GERARD (1985)

Die Daten der Tabelle 1 dienen als Grundlage für die Erstellung der Matrix der ökologischen Ansprüche der Lumbricidenarten. Dies erfolgte unter Einbeziehung der pH-Werte, der Humusgehalte und der Bodenfeuchte. Die Standortklassifizierung der Lumbriciden geschah in einem mehrstufigen Prozess. Die Klassifizierung erfolgte in Anlehnung an RÖMBKE (1997) mit dreigliedrigen Werteklassen für die Faktoren Bodenfeuchte (B), pH-Wert (P) und Humusgehalt (H). Jeder Faktor wurde mit einem Buchstaben und jede Klasse mit einer Zahl codiert. Dabei kann eine Art entweder durch nur eine Kombination oder durch eine Vielzahl von Kombinationen charakterisiert sein.

Die Werteklassen für die Bodenfeuchte wurden aus Literaturangaben (RÖMBKE, 1997, SATCHELL, 1983, LEE, 1985 u.a.) sowie aus den ermittelten Präferenzen des Artenvorkommens (Abb. 3) zusammengestellt: B0: trockener Standort; B1: mittlere Bodenfeuchte; B2: hohe Bodenfeuchte. Eine klare Präferenz für nasse Böden zeigen nur *E. tetraedra* und *A. limicola*. *A. caliginosa* dürfte dagegen die Species mit der größten Toleranz sein (RÖMBKE, 1997).

Für die Einteilung der bevorzugten pH-Bereiche der einzelnen Arten wurde das Datenmaterial aus den eigenen Untersuchungen ausgewertet. Dazu wurde für jede Art der Mittelwert unter Einbeziehung der Standardabweichung von allen Standorten, auf denen die Art vorkam, ermittelt. Die pH-Bereiche wurden aus diesen Werten wie folgt festgelegt:

P0: pH-Wert < 3,5-4,5; P1: 4,6-6,5; P2: > 6,5

Analog erfolgte die Einteilung für die C_{org}-Gehalte:

H0: < 1,0-2,2; H1: 2,3-4,0; H2: > 4,0 (%).

Aus Tabelle 2 sind die ökologischen Ansprüche der Lumbricidenarten zu entnehmen. In der Matrix können aus Platzgründen nur die Klassifizierungen für die Faktoren angegeben werden, die Codierung der Arten ist bei TISCHER (2005) zu entnehmen.

Tabelle 2: Matrix der ökologischen Ansprüche der Lumbricidenspecies

Art	Feuchte	pH-Wert	C _{org} -Gehalt
<i>D. octaedra</i>	B1	POP1	HIH2
<i>D. rubida</i>	B1B2	POP1	HIH2
<i>E. tetraedra</i>	B2	PIP2	HIH2
<i>L. castaneus</i>	B1B2	PIP2	HIH2
<i>L. rubellus</i>	B1B2	POP1	HIH2
<i>A. chlorotica</i>	B1B2	PIP2	HOHIH2
<i>A. caliginosa</i>	B0B1B2	PIP2	HOHIH2
<i>A. limicola</i>	B2	P1	H2
<i>A. rosea</i>	B0B1B2	PIP2	HOHIH2
<i>O. cyaneum</i>	B0B1	PIP2	HOHIH2
<i>O. tyrtaeum</i>	B1B2	PIP2	HOHIH2
<i>A. longa</i>	B0B1	PIP2	HOHIH2
<i>L. terrestris</i>	B0B1(B2)	PIP2	HOHIH2

Es ergibt sich zum Beispiel für *D. octaedra* folgende Codierung: B1P0H1, B1P1H1, B1P0H2, B1P1H2.

Zur Beurteilung der ökologischen Ansprüche wurden außer den drei genannten Parametern noch die Bodenart (Sand-, schluffig/lehmmige und Tonböden) und die Nutzung einbezogen. Daraus ergeben sich Abweichungen aus Tab. 2: auf Ackerböden (Sand und Ton) treten die Arten *A. caliginosa*, *A. rosea*, *A. longa*, *A. chlorotica* auf, bei lehmig/schluffigen Böden sind es die gleichen Arten, hinzu kommt *O. cyaneum*. Weitere Ausnahmen sind bei einigen Arten nutzungsbedingt festzustellen. *O. tyrtaeum* kommt nur auf Grünland- und Forststandorten vor, nicht in Ackerböden und *A. longa* war nicht auf Forststandorten anzutreffen.

Mit der Matrix der ökologischen Ansprüche gibt es eine schnelle Bewertungsmöglichkeit des jeweiligen Standortes hinsichtlich des Lumbricidenvorkommens. Treten die im Sollwert aufgeführten Arten nicht auf, kann es die unterschiedlichsten Ursachen dafür geben. Diese können sehr niedrige pH-Werte, Kontaminationen mit Schadstoffen, intensive Bodenbearbeitung oder unsachgemäße Anwendung von Pflanzenschutzmitteln u.a. sein.

4. Literatur

- LEE, K. E. (1985): earthworms: Their ecology and relationships with soils and land use. Acad. Press, Sydney, Australia, 411 pp
- RÖMBKE, J. (1997): Boden als Lebensraum für die Bodenorganismen. Literaturstudie. Handbuch Boden-Texte und Berichte zum Bodenschutz 4/97
- SATCHELL, J. E. (1983): Earthworm ecology in forest soils. In: Satchell, J. E.: Earthworm Ecology: from Darwin to Vermiculture. Chapman & Hall. London, 161-170
- SIMS, R. W., GERARD, B. M. (1985): Earthworms: Keys and notes for the identification and study of species. London, The Linnean Society of London and the Estuarine and Brackish-Water Science Association.
- TISCHER, S. (2005): Assessment of lumbricid species diversity on soil monitoring sites in Saxony-Anhalt. Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz 76 (2), 151-166

Einfluss von Sulfadiazin auf funktionelle Prozesse in Böden

Weber, A und Wilke, B.-M.

1. Problemstellung

Antibiotika werden in der landwirtschaftlichen Tierproduktion sowohl medikativ als auch präventiv in großen Mengen eingesetzt. Diese Stoffe passieren den Metabolismus des Tieres und verlassen diesen teilweise unverändert oder als aktive Metabolite. Über Gülleapplikationen gelangen die Antibiotika somit auf die landwirtschaftlichen Flächen. Dort besteht potenziell die Gefahr der Akkumulation und der Weiterverbreitung in der Umwelt (HALLING-SØRENSEN et al., 1998).

Einmal im Boden angekommen ist ihre Wirkung auf die mikrobielle Gemeinschaft im Boden und funktionelle Prozesse unklar. Möglicherweise besitzen diese Substanzen das Potenzial ihre antibiotische Wirkung auch auf Mikroorganismen im Boden auszuweiten.

Die Gefahr besteht, dass wichtige durch Bakterien gesteuerte Stoffkreisläufe gestört werden und somit negativen Effekte auf Bodenfunktionen auftreten.

Vor diesem Hintergrund ist der Einfluss des Antibiotikums Sulfadiazin auf ausgewählte Prozesse des Stickstoffkreislaufs sowie die Bodenatmung untersucht worden.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen sind anhand von Ap-Material einer sauren Braunerde und einer Parabraunerde durchgeführt worden. Untersucht wurden die Böden nach einer Inkubation bei 10°C nach 1, 4 und 32 Tagen, in jeweils vier Varianten:

- | | |
|---|--|
| A | Boden |
| B | Boden + Gülle |
| C | Boden + Gülle + 10mg Sulfadiazin/kg Boden |
| D | Boden + Gülle + 100mg Sulfadiazin/kg Boden |

Bestimmt wurden:

- Mikrobielle Bodenatmung [DIN ISO 17155]
- Potenzielle Nitrifikation [DIN ISO 15685]
- Potenzielle Denitrifikation mit der Acetylen-Inhibierungsmethode [Ryden et al. (1979) modifiziert nach Bauernfeind (1993)]

Technische Universität Berlin
Institut für Ökologie
FG - Abfallbelastung der Landschaft
Franklinstrasse 29
10587 Berlin

3. Ergebnisse

Die Bodenatmungskurven beider Böden zeigen eine deutliche Wirkung sowohl der Gülle als auch des Sulfadiazin auf die Atmungsaktivitäten der mikrobiellen Gemeinschaften. Die Gülle als zusätzlicher Nährstoff erhöht die Aktivität der Mikroorganismen beider Böden, während mit steigender Konzentration des Sulfadiazin eine Hemmung der Atmung einsetzt. Diese Unterschiede zwischen den Varianten nehmen für beide Böden mit der Dauer der Inkubation wieder ab.

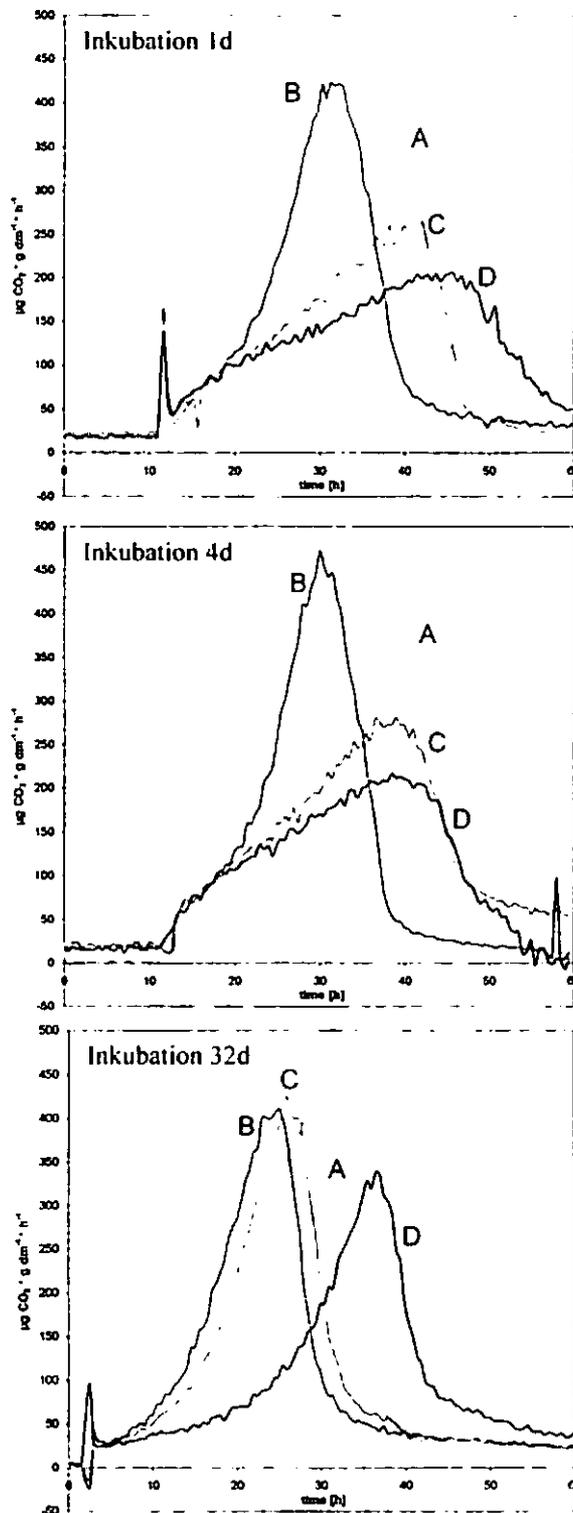


Abb. 1: Einfluss von Gülle und Sulfadiazin auf die Bodenatmung des Ap-Horizonts einer sauren Braunerde für drei Inkubationszeiten

Die potenzielle Nitrifikation beider Böden erhöht sich nur für die güllebehandelten Proben und nur nach 32 Tagen Inkubation. Eine deutliche Verringerung der potenziellen Nitrifikation durch das Sulfadiazin tritt für alle Inkubationszeiten nur bei der Konzentration 100 mg/kg Boden ein. Erst bei der längsten Inkubationszeit von 32 Tagen ist eine dosisabhängige Wirkung des Sulfadiazin feststellbar.

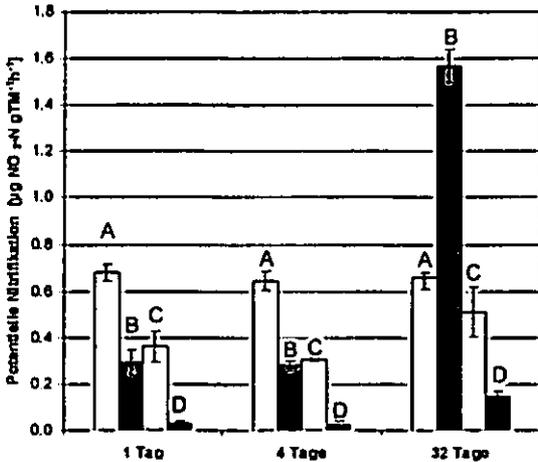


Abb. 2: Einfluss von Gülle und Sulfadiazin auf die potenzielle Nitrifikation des Ap-Horizonts einer sauren Braunerde für drei Inkubationszeiten

Zur Einschätzung der potenziellen Denitrifikation der Böden sind die nach dem Acetylenausaustausch freigesetzten Mengen N_2O erfasst worden. Nach dem Inkubationszeitraum von 32 Tagen konnte kein N_2O gemessen werden, für die Inkubationszeiten 1 und 4 Tage hingegen ist eine Verringerung der N_2O -Mengen in Abhängigkeit von der applizierten Sulfadiazinkonzentration festgestellt worden. Die Gülle hatte jeweils einen stimulierenden Effekt auf die Lachgasproduktion bei beiden untersuchten Böden.

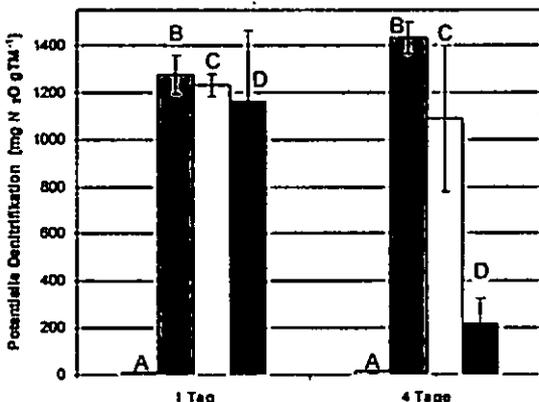


Abb. 3: Einfluss von Gülle und Sulfadiazin auf die potenzielle Denitrifikation des Ap-Horizonts einer sauren Braunerde für drei Inkubationszeiten

Prozesse wurden in den beiden untersuchten Böden offensichtlich beeinflusst. Demnach sind Störungen durch Antibiotika in von Bakterien gesteuerten Stoffkreisläufen generell nicht auszuschließen.

Weitere Untersuchungen, insbesondere in Bezug auf die hier fehlenden Prozesse des Stickstoffkreislaufs sowie für anderer in der Veterinärmedizin häufig angewendete Stoffe, sollen durchgeführt werden, um eine gesicherte Aussage über Änderungen in der funktionellen Diversität in Böden, bedingt durch Antibiotika, treffen zu können.

Darüber hinaus soll geklärt werden, ob sich die in den Prozessen abzeichnenden Effekte auch auf der Ebene des Gen- und Transskriptpool auswirken.

5. Quellen

HALLING-SØRENSEN, B. et al. (1998): Occurrence, Fate and Effect of Pharmaceutical Substances in the Environment - A review.- Chemosphere, Vol. 36, No. 2, pp. 357-393

DIN ISO 17155 (2003): Bestimmung der Abundanz und Aktivität der Bodenmikroflora mit Hilfe von Atmungskurven

DIN ISO 15685 (2004): Bestimmung der potenziellen Nitrifizierung und Hemmung der Nitrifizierung - Schnellverfahren mittels Ammoniumoxidation

BAUERNFEIND, G. (1993): Bestimmung der aktuellen und potenziellen Denitrifikation mittels Acetyleninhibierung.- Bodenbiologische Arbeitsmethoden, Springer, pp. 389

4. Schlussfolgerung und Ausblick

Die Ergebnisse zeigen, dass Sulfadiazin in Böden sowohl zeit- als konzentrationsabhängige Effekte hervorrufen kann. Die untersuchten funktionellen

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission IV

Band 107

Heft 1

2005

Die ökosystemare Kohlenstoffbilanz im Zuge des Waldumbaus – Konsequenzen für den Stoffhaushalt

S. Augustin¹, F. Makeschin³, S. Anders², W. Beck², K. Butterbach-Bahl⁵, C. Fürst³, F. Hornschuch⁴, J. Koch³, J. Müller², H. Papen⁵, A.J.K. Steiner²

¹ Umweltbundesamt, 06844 Dessau, sabine.augustin@uba.de; ² Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 16225 Eberswalde; ³ TU Dresden, Fakultät für Forst-, Geo- und Hydrowissenschaften, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, 01735 Tharandt; ⁴ Fachhochschule Eberswalde; ⁵ Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Inst. für Meteorologie und Klimaforschung, Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU), 82467 Garmisch-Partenkirchen

Motivation: Ziel des ökologischen Waldumbaus ist die Umwandlung naturferner (Nadel-)Waldbestände in arten- und strukturreiche stabile Mischwälder. Die den Boden betreffenden Ziele des Waldumbaus sind (i) die nachhaltige Sicherung der Waldernährung und Schaffung stabiler Waldbestände, die (ii) Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung und damit der Wasser- und Nährstoffspeicherkapazität, und (iii) die Bindung des in die Böden atmosphärisch eingetragenen Stickstoffs und Einspeisung in den Nährstoffkreislauf der Wälder. Dies kann nur im Rahmen der standörtlichen Gegebenheiten und unter größtmöglicher Nutzung natürlicher Prozesse geschehen.

Über Mischbestände, ihre Begründung und die Entwicklung einer optimalen Zusammensetzung unter verschiedenen Standortverhältnissen war bislang wenig bekannt. Dies vor allem vor dem Hintergrund stark durch anthropogene Einträge veränderter Böden. Im Rahmen des Förderschwerpunktes „Zukunftsorientierte Waldwirtschaft“ des BMBF wurden daher die ökologischen Auswirkungen des Umbaus reiner Nadelbaumbestände in Mischwälder untersucht.

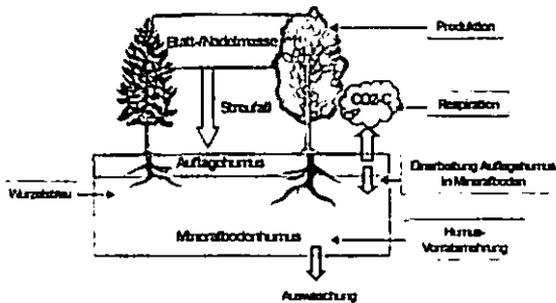


Abb. 1: Zustandsgrößen und Raten der Massen- und C-Flüsse in Wäldern.

Einleitung: Die Akkumulation von Waldbodenhumus ist ein wichtiges Regulativ im Nährstoffhaushalt von Wald-Ökosystemen. Ziel des Humusaufbaus ist immer die Minimierung von Nährstoffverlusten für das gesamte Ökosystem Wald. So ist der vollständige Abbau der jährlichen Streu innerhalb eines Jahres nur auf solchen Standorten sinnvoll, auf denen die im Zuge der Mineralisation frei werdenden Nährstoffe sofort durch die Vegetation aufgenommen werden können, oder der Mineralboden ausreichend Sorptionsplätze zur Speicherung bereit stellt. So ist z.B. ein Moderhumus auf einem sorptionsschwachen Sandboden die Humusform, die an die Standortsproduktivität und die Nährstoffspeicherkapazität des Mineral-

bodens am besten angepasst ist. Die Humusform Mull entwickelt sich dort, wo das Wirkungsgefüge „Produktivität des Standortes - Nährstoffentzug – Sorptionskapazität des Bodens“ eine vollständige Mineralisierung der Streu innerhalb eines Jahres ohne bzw. mit nur geringen Verlusten ermöglicht. „Gut“ ist, was dem Standort angemessen ist.

Ergebnisse 1: Die Schattenbaumart Buche profitiert in der Aufwuchsphase vom Kronenschirm der Kiefer und vom günstigeren Klima im Bestand. Dies ist im kontinental getönten Nordostdeutschland ein wichtiger Vorteil für die Entwicklung des Buchenunterbaus.

In allen untersuchten Beständen wurden die jährlichen Nadel- und Blattstreuemengen ermittelt. Der oberirdische Streueintrag liegt bei 3-4 t pro ha und Jahr, unabhängig von der Mischung (Tabelle 1). Für Kiefern und Buchen auf Sandstandorten Nordostdeutschlands war es möglich, über ein empirisches Modell für Reinbestände den „Erwartungswert“ der Blatt- und Nadelmasse zu berechnen (Beck 2002). Der Vergleich zwischen den Messwerten und den Modellergebnissen zeigt, dass in den Mischbeständen mit dem Modell die Blattmasseproduktion der Buchen stets um 0,4-1 t ha⁻¹ a⁻¹ unterschätzt wurde, die der Kiefern dagegen um etwa 1 t ha⁻¹ a⁻¹ überschätzt. Buchen haben demnach im Mischbestand schon frühzeitig eine sehr viel höhere Blattmassenproduktion, verglichen mit einem Reinbestand gleichen Alters. Dies hat Konsequenzen für den Verlauf und die Geschwindigkeit, mit der Bodenveränderungen durch die Bucheneinbringung erfolgen (Steiner & Hornschuch 2003).

Tab. 1: Nordostdeutsches Tiefland: Produktion von Buchenblättern und Kiefernadeln in t ha⁻¹ a⁻¹

	Kiefer 76 J. / Buche 33 J.			Kiefer 114 J. / Buche 53 J.		
	Masse Modell	Masse 1995-1999	Masse 1999-2003	Masse Modell	Masse 1995-1999	Masse 1999-2003
MasseNadeln	2,91	1,69	1,43	3,36	1,93	1,88
MasseBlätter	1,04	1,41	1,47	1,07	2,32	1,61
MasseGesamt	3,95	3,10	2,90	4,43	4,25	3,49

MasseModell = mittels eines empirischen Modells errechnete Produktion der Nadeln + Blätter (Beck 2002); Masse 1995-1999 = Messwerte 1995-1999; MasseNadeln und MasseBlätter = Messw. der Blatt-/Nadelproduktion aus Streufallmessungen.

Ergebnisse 2: Ein großer Teil der Kohlenstoffanreicherung im Mineralboden erfolgt über die C-Allokation durch die Wurzeln. Aus der Beziehung zwischen den C-Flüssen mit dem Streufall und der Gesamt-Bodenatmung ist es möglich, die C-Allokation in den Boden abzuschätzen (Davidson et al. 2002):

$$C\text{-Allokation in den Boden} = \text{Respiration} - \text{Streufall}$$

Die in den Boden transportierte C-Menge wird veratmet oder in Wurzelwachstum umgesetzt. Der unterirdisch veratmete Anteil in Wäldern wird auf ca. 40% der Gesamtatmung geschätzt, der verbleibende Anteil ist CO₂-Freisetzung aus der Wurzelstreu, etwa gleichzusetzen mit dem jährlichen Feinwurzelwachstum. In einem Fließgleichgewicht sind diese Größen ausgewogen, positive Abweichungen zeigen C-Anreicherung an, negative bedeuten C-Verluste.

Tab. 2: Nordostdeutsches Tiefland: C-Bilanz in t * ha⁻¹ a⁻¹

Bestand	(1) Streufall	(2) Bodenrespiration (gemessen)	(3) Wurzelresp. (40% d. Bodenresp.)	(4) Freisetzung aus Wurzelstreu	(5) Unterird. Biomasse (gemessen)	(6) Laub + Wurzelstreu
KI 84 J.	2	5,5	2,2	1,3	4,8	3,3
KI 51 J./Bu 11 J.	1,3	7,6	3,04	3,26	6,3	4,56
KI 78 J./Bu 33 J.	1,8	6,4	2,56	2,04	6,7	3,84
Bu 101 J.	2	7,4	2,96	2,44	6,3	4,44

(1) = Streufall, gemessen; (2) = jährliche Bodenrespiration, Jahresfluss CO₂-C aus dem Boden (Papen et al. 2003); (3) = Wurzelrespiration geschätzt (Bodenrespiration minus 40%); (4) = C-Freisetzung aus Wurzelstreu = Bodenrespiration - Wurzelrespiration (=40% d. Bodenrespiration) - Streu; (5) = gemessene unterirdische Biomasse (Wurzeln < 10 mm, bis 60 cm Tiefe, incl. Oh-Lage); (6) = Streufall + Freisetzung aus Wurzelstreu = Respiration - Wurzelrespiration.

Bestände mit Buchenunterbau oder Mischungen mit Buche weisen eine deutlich höhere CO₂-Produktion auf als der Kiefern-Reinbestand. Dies ist auf die schon früh einsetzende meliorative Wirkung der Buche in Mischungen mit Kiefer (Steiner & Hornschuch 2003) aufgrund der guten Wuchsleistungen der Buchen in Mischbeständen mit Kiefern zurückzuführen (→ Ergebnisse 1), was sowohl die oberirdische als auch die unterirdische Produktion betrifft. Dies wird durch die gesteigerten unterirdischen Biomassen nach Bucheneinbringung bestätigt.

Die C-Mengen in der Auflage und im Mineralboden bis 90 cm Tiefe (Abbildung 2) zeigen die Änderungen der Verteilung der organischen Substanz: Waren im Kiefernreinbestand 35% des Corg im Auflagehumus gespeichert, so waren es im 101-jährigen Buchenbestand nur ca. 18%. Die Verteilung im Bodenvolumen gestaltet sich hier günstiger, da die organische Substanz im Mineralboden geschützter ist und dort die Sorptionskapazität für Wasser und Nährstoffe erhöht.

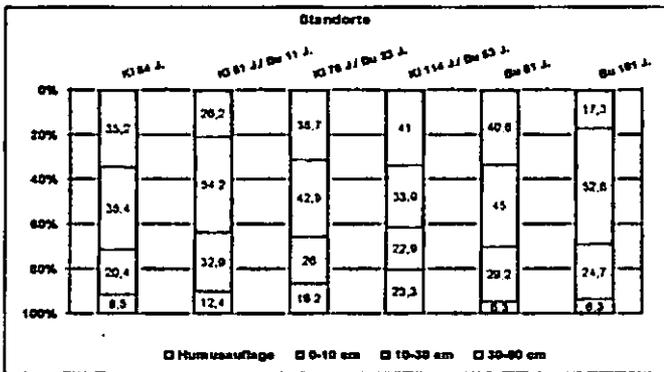


Abb. 2: Nordostdeutsches Tiefland: Kohlenstoff in Auflagehumus und Mineralboden in t C * ha⁻¹ und in % der Gesamtmenge.

Ergebnisse 3: Die von der Trophie und vom Klima her vergleichbaren Tieflandstandorte in Nordostdeutschland und im Sächsischen Tiefland, in denen unterschiedliche Stadien des Buchenunterbaus in Kiefernbestände untersucht wurden, weisen in der Entwicklung einige Parallelen auf.

Die C-Mengen im obersten Mineralboden nahmen zu, was in Waldböden ohne Bodenwühler nur durch Wurzelstreu zu erklären ist. Damit übereinstimmend zeigte sich schon früh auf der bodenbiologischen Ebene, dass die Umbau-bestände eher den Zielbeständen des reifen Buchen-, bzw. Buchen-Eichenbestandes glichen. So korrespondierten im sächsischen Tiefland die mikrobielle Aktivität, gemessen

am mikrobiellen Kohlenstoff und der potenziellen heterotrophen Respiration, mit der C-Anreicherung im Mineralboden (Abb. 3). Die mikrobielle Aktivität beschränkt sich vorwiegend auf die Rhizosphäre und ist an den Wurzelumsatz gebunden. Dementsprechend korrelierten die biologischen Parameter mit der Gesamt-Kohlenstoffmenge im Hauptwurzelraum am deutlichsten.

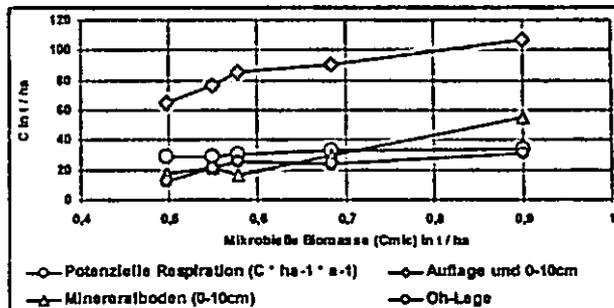


Abb. 3: Sächsisches Tiefland: Größen des Kohlenstoffhaushaltes

Schlussfolgerungen:

- ⇒ Die Einbringung von Buchen in Reinbestände von Fichten oder Kiefern wirkt sich langfristig positiv auf die Verteilung der Kohlenstoffvorräte im gesamten Wald-ökosystem und die Stabilität der Nährstoffsorgung der Waldbestände aus.
- ⇒ Einerseits erschließt die Buche durch ihr intensiveres Wurzelwerk den Mineralboden effektiver. Wurzelstreu reichert den Mineralboden mit Humus an, der die Speicherfähigkeit des Bodens für Nährstoffe und Wasser erhöht.
- ⇒ Andererseits werden der Abbau und die Einarbeitung der oberirdischen Streu beschleunigt, da Buchenblätter nährstoffreicher sind und schneller mineralisiert werden. Die Lebensbedingungen für Bodenflora und -fauna werden verbessert, es etabliert sich ein reichhaltigeres Bodenleben (Regenwürmer).
- ⇒ Langfristig wird weniger organische Substanz auf der Bodenoberfläche akkumuliert. Die darin enthaltenen Nährstoffe müssen durch Abbau erst verfügbar gemacht werden, ein Prozess der in sommerlichen Trockenphasen völlig zum Erliegen kommen kann und die Baumernährung beeinträchtigt. Gerade auf nährstoffarmen und sorptionsschwachen Sandböden ist damit eine erhebliche Verbesserung der Nährstoff- und Wasserversorgung verbunden.
- ⇒ Der Rahmen der möglichen Veränderungen wird jedoch immer durch den Standort vorgegeben.

Literatur:

Beck W (2002) Quantifizierung der oberirdischen Phytomassekompartimente von Waldökosystemen - Voraussetzung und Bestandteil der Modellierung von Potenzialen, Zuständen und Leistungen von Waldökosystemtypen. Forstliche Forschungsberichte (München) 186: 83-92.

Davidson EA, Savage K, Bolstad P, Clark DA, Curtis PS, Ellsworth DS, Hanson PJ, Law BE, Luo Y, Pregitzer KS, Randolph JC, Zak D (2002) Belowground carbon allocation in forests estimated from litterfall and IRGA-based soil respiration measurements. Agricultural and Forest Meteorology 113:39-51.

Steiner, A. & F. Hornschuch (2003) Waldumbau im nordostdeutschen Tiefland – Auswirkungen auf chemischen Zustand, biologische Aktivität und Lumbriciden-Zönose des Bodens. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 102: 843-844.

Wasser- und Stickstoff- Haushalt eines soligenen Hangmoores im Nationalpark Hochharz am Beispiel des Ilsemoores

Bernsdorf, S.¹, Böhlmann, N.¹; Meissner, R.²

1 Einleitung und Problemstellung

Die besonderen klimatischen Verhältnisse (hohe Niederschläge, niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen) sowie die geologischen Bedingungen mit stauenden Schichten in geringer Tiefe förderten die Entstehung und das Wachstum von Mooren im Hochharz. Der Hochharz weist insgesamt 17.000 Hektar vermoorte Fläche auf (JENSEN 1987). Die Moorökosysteme des Hochharzes zeigen eine an extreme Standortverhältnisse (Acidität, Nährstoffarmut) angepasste Moorvegetation. Die in den letzten Jahrzehnten europaweit deutlich zunehmende atmosphärische Stickstoff (N)-Deposition (PITCAIRN et al. 1995) lässt eine Beeinträchtigung der an nährstoffarme Verhältnisse angepassten Moorvegetation erwarten. Für die Forschungsarbeit leiteten sich folgende Zielstellungen ab:

- Ermittlung des Einflusses hoher atmosphärischer N-Einträge auf ein an nährstoffarme Bedingungen angepasstes Hangmoor am Beispiel des Ilsemoores
- Bilanzierung der N-Flüsse innerhalb des Mooreinzugsgebietes
- Erfassung moorinterner Vorgänge der N-Akkumulation und -Transformation

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet

Das Ilsemoor befindet sich im Ilsequeellgebiet östlich der Brockenkuppe in ca. 843 bis 860 m ü NN. Es weist eine Fläche von insgesamt 0,015 km² auf. Hiervon sind 33 % offene Moorfläche und 67 % Fichten-Bruchwald. Das Einzugsgebiet des Moores erstreckt sich auf 0,13 km² (BÖHLMANN 2004). Das Moor zählt zur Gruppe der Hangmoore und damit soligenen Moore, das heißt unter dem Einfluss des Bodens entstandene Moore. Die Entstehung des Moores wird in die Pollenzone Xa eingeordnet. Hieraus lässt sich ein Alter von etwa 1000 Jahren ableiten. Maximale Torfmächtigkeiten von 1,4 m sind vorhanden. Die Vegetation des Moores ist durch eine Nieder- bis Übergangsmoorvegetation in den offenen Moorbereichen und Fichten-Bruchwald geprägt (BÖHLMANN 2004).

2.2 Methodik

Tabelle 1 gibt einen Überblick über die durchgeführten Untersuchungen und angewandten Methoden. Untersuchungszeitraum waren die hydrologischen Jahre 2002 und 2003.

Tabelle 1: Untersuchungsmethoden

Untersuchungen	Methoden
N-Eintrag	
Freilanddeposition	Bulk ITNI (Integral Total Nitrogen Input; RUSSOW UND WEIGEL 2000)
Bestandesdeposition	Bulk
Nebel	Passivsammler (Nebeltafeln; BÖHLMANN 2004)
Hangwasserzufluss	Vor-Ort-Messungen (BÖHLMANN 2004)
N-Austrag	
Fliessgewässer (Moorabfluss)	Durchflussmessungen (Thomson-Dreiecküberfallwehr)
Atmosphäre (N ₂ O-Emission)	Geschlossene Sammelhauben (BRUMME et al. 1999)
N-Akkumulation und -Transformation	
Moorwasser	Piezometer (BÖHLMANN 2004)
Torf	Profil, Bohrstock (BÖHLMANN 2004)
Biomasse	Ernte oberirdischer Biomasse (BÖHLMANN 2004)

3 Ergebnisse und Diskussion

Die im Untersuchungszeitraum erfassten N-Frachten sind aus Tabelle 2 ersichtlich.

Tabelle 2: N-Frachten im Untersuchungszeitraum

	Zeitraum	Wassermenge mm	N-Fracht kg ha ⁻¹ a ⁻¹
N-Eintrag			
Freilanddeposition	2002	2106	31
	2003	1373	29
Bestandesdeposition	2002	1814	53
	2003	960	63
Hangwasserzufluss	2002	780	8
	2003	653	10
N-Austrag			
Moorabfluss	2002	1676	17
	2003	1218	21

* 01.11. – 31.10.

Bei registrierten Niederschlagsmengen von 2106 mm und 1373 mm wurden Freilanddepositionen von 31 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2002) und 29 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2003) im Untersuchungszeitraum erfasst. Die Bestandesdeposition ist mit 53 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2002) und 63 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2003) deutlich höher. Ursache dafür ist die Auskämmung von Nebel im Bestand, der im Vergleich zum Regen um ein Mehrfaches höhere N-Konzentrationen aufweist. N-Frachten von 8 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2002) und 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2003) im Hangwasserzufluss wurden in beiden hydrologischen Jahren gemessen. Emissionen des klimarelevanten Lachgases (N₂O) sind am Untersuchungsstandort mit insgesamt 0,3 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für die N-Bilanz vernachlässigbar. Der N-Austrag in das Fliessgewässer über den Moorabfluss betrug 17 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2002) und 21 kg N ha⁻¹ a⁻¹ (2003).

Die Auswertung der N-Konzentrationen von Hangwasserzufluss und Moorabfluss ergab eine Differenzierung der Daten in 3 unterschiedliche Cluster. Die Clusterschwerpunkte der geprüften Parameter sind aus Tabelle 3 ersichtlich.

¹ Landwirtschaftliche Fakultät der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Agrartechnik und Landeskultur, L.-Wucherer-Str. 81, D 06108 Halle/S.

² Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Th.-Lieser-Str. 04, D 06120 Halle/S.

Tabelle 3: Charakteristik der Cluster von Hangwasserzufluss (H) und Moorabfluss (A)
Mittelwerte (= Clusterschwerpunkte) ± Standardabweichung

		Cluster		
		1	2	3
n	H	41	12	42
	A	42	13	45
T (°C)	H	-0,3 ± 2,7	4,5 ± 4,1	12,0 ± 2,7
	A	-0,7 ± 2,9	3,5 ± 2,8	11,5 ± 2,8
NS (mm d ⁻¹)	H	3,8 ± 2,8	14,0 ± 3,8	3,3 ± 2,7
	A	3,4 ± 2,9	12,4 ± 4,5	3,5 ± 3,1
H/A (mm d ⁻¹)	H	1,7 ± 0,9	2,3 ± 1,3	0,7 ± 0,5
	A	4,5 ± 2,1	7,9 ± 3,8	1,9 ± 1,4

n: Stichprobenumfang, NS: Niederschlag

Im Cluster 1 sind Zeiten mit den niedrigsten Temperaturen, geringen Niederschlägen und mittleren Abflüssen zusammengefasst. Demnach schließt das Cluster die Schneeschmelze ein. Cluster 2 zeigt die höchsten Niederschlagsmengen und beinhaltet demzufolge Starkniederschlagsereignisse, während Cluster 3 die trockenen und warmen Sommermonate zusammenfasst. Die im Hangwasserzufluss und Moorabfluss nachgewiesenen NO₃-N-Konzentrationen unterscheiden sich in den jeweiligen Clustern (Abb. 1).

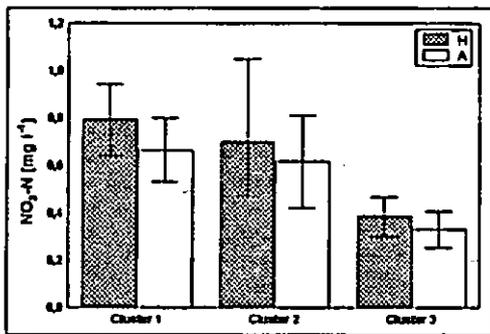


Abbildung 1: NO₃-N-Gehalte von Hangwasserzufluss (H) und Moorabfluss (A) in den Clustern

Beide Wasserflüsse zeigten die höchsten NO₃-N-Konzentrationen im Cluster 1, verbunden mit hohen Stoffausträgen während der Schneeschmelze. Die geringsten NO₃-N-Konzentrationen von Hangwasserzufluss und Moorabfluss waren im Cluster 3 nachweisbar und stehen vermutlich im Zusammenhang mit einer erhöhten N-Aufnahme der Vegetation während der Vegetationsperiode.

Die unter Berücksichtigung von N-Eintrag und -Austrag berechnete N-Retention des Moorökosystems geht aus Tabelle 4 hervor.

Tabelle 4: N-Retention des Ilsemoores im Untersuchungszeitraum

N-Retention (%)	Hydrologische Jahre	
	2002	2003
NO ₃ -N	60,9	69,6
NH ₄ -N	97,9	95,5
N _{org}	52,9	-10,0
ΣN _i	68,8	64,9

Hohe N-Retentionen des Ilsemoores von rund 69 % und 65 % wurden in beiden Jahren erfasst. Ursachen

der hohen N-Retention sind die Pflanzenaufnahme von N sowie die Akkumulation von N im Torf. Die höchste Retention besteht gegenüber NH₄-N und die geringste gegenüber N_{org}. Abbildung 2 zeigt signifikante Unterschiede der N-Gehalte der oberirdischen Biomasse von ombrotrophenten und mesotrophenten Pflanzenarten.

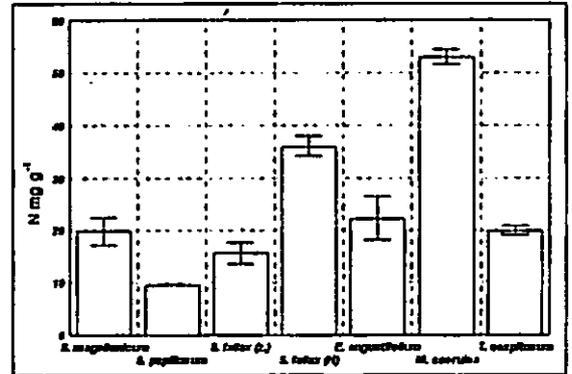


Abbildung 2: N-Gehalte der untersuchten Pflanzenarten (Mittelwert und Standardabweichungen)

Die höchsten N-Konzentrationen von 53 mg g⁻¹ wurden bei der mesotrophenten Art *Molinia caerulea* nachgewiesen. Signifikant niedrigere N-Konzentrationen zeigten ombrotrophente Torfmoosvertreter (*S. papillosum* und *S. magellanicum*). Hieraus lässt sich eine differenzierte N-Aufnahme der Vegetation und mangelnde Retention der Hochmoorvegetation ableiten.

4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

In vorliegenden Untersuchungen wurden sehr hohe N-Depositionsraten mit Unterschieden zwischen Freiland- und Bestandesdeposition nachgewiesen. Der infolge der Auskämmung von Nebel im Bestand deutlich erhöhte N-Eintrag ist unter Berücksichtigung des hohen Waldanteils am Untersuchungsstandort als kritisch für die Entwicklung der Moorökosysteme einzuschätzen. Die nachgewiesene hohe N-Retention des Moores weist darauf hin, dass das Moor als N-Senke fungiert. Langfristig werden jedoch Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung zugunsten nährstoffoleranterer Pflanzenarten vermutet. Hierauf deuten die hohe N-Versorgung der Vegetation und die differenzierte N-Aufnahme verschiedener Pflanzenarten hin. Langfristigere Untersuchungen sind erforderlich um diesbezüglich gesicherte Prognosen zu geben.

5 Literatur

BÖHLMANN, N. (2004): Wasser- und Stickstoffhaushalt eines soligenen Hangmoores im Hochharz am Beispiel des Ilsemoores. Dissertation. - UFZ-Bericht 21.
 BRUMME, R.; BORKEN, W. & S. FINKE (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. - Global Biogeochemical Cycles 13(4): 1137-1148.
 JENSEN, U. (1987): Die Moore des Hochharzes: Allgemeiner Teil. - Hannover (Niedersächsisches Landesverwaltungsamt) - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen 15.
 Pitterau, C. E. R.; Fowler, D.; Grace, J. (1995): Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris*. Environmental pollution 88: 193 - 205.
 Russow, R. und Welgel, A. (2000). Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des statischen Dauerdüngungsversuches. Arch. Acker - Pfl. Boden 45: 399 - 416.

Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung von CO₂-Emissionen aus der landwirtschaftlichen Bodennutzung

Billen, N.¹, Chen, H.², Höll, B.², Triebe, S.³, Deller, B.⁴, Stahr, K.²

Ziele

Auf Basis des Kyoto-Protokolls existieren auch Richtlinien zur Berücksichtigung land- und forstwirtschaftlicher Aktivitäten zwecks CO₂-Vermeidung. Weil jedoch das Potenzial zur Vermeidung von CO₂-Emissionen mittels CO₂-Bindung in südwestdeutschen Böden unbekannt ist, ist dies ökologisch-ökonomisch zu prüfen.

Methoden

Als leistungsfähige Maßnahmen in SW-Deutschland wurden ausgewählt:

- *Extensivierung* der Nutzung durch
 - Umstellung auf pfluglose Bodenbearbeitung
 - Umwandlung von Acker- in Grünland
- *Wiedervernässung* von Niedermooren und feuchten Mineralböden

Im Evaluierungsmodul werden Feld-, Labor- u. Literaturanalysen durchgeführt

Bei *Extensivierung* findet ein einmaliger Vergleich von Bodenbearbeitung mit und ohne Pflug sowie Grünland-Etablierung auf benachbarten Flächen statt. Analysiert werden tiefenabhängig u.a. Humusgehalt, Lagerungsdichte, CO₂-Quellen (z.B. mikrobielle Aktivität)

Bei *Vernässung* findet ein kontinuierlicher Vergleich von Böden mit unterschiedlichem Wasserhaushalt statt. Analysiert werden Kohlenstoffkonzentrationen in der Gasphase (CO₂, CH₄) und in der Bodenlösung (CO₂, CH₄, POC, DOC)

Im Agrarökonomischen Modul wird eine Kostenanalyse durchgeführt.

Verwendet wird das *ökonomisch-ökologische Regionalmodell EFEM* (Economic Farm Emission Model) [1]. Analysiert werden alle Treibhausgase aus Vorleistungsprodukten, Energieträgern, Tierhaltung und Produktionsverfahren sowie die Wechselwirkungen.

Ergebnisse

Hinsichtlich *Extensivierung* wurden 14 repräsentative Standorte beprobt und bislang 77 Literaturdaten ausgewertet, u.a. [2], [3]. Bei pflugloser Bodenbearbeitung wird im Mittel 1,2 t CO₂/ha*a gebunden, bei Grünland-Etablierung 3,6 t CO₂/ha*a.

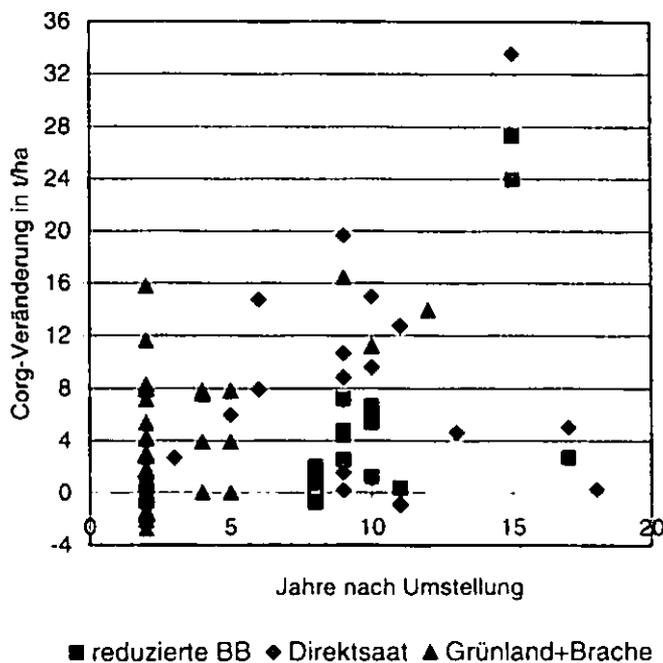


Abb. 1: Abhängigkeit der CO₂-Bindung in Böden von der Dauer einer Nutzungs-Umwandlung

Hinsichtlich *Vernässung* werden Niedermoore (ab 4/2004) und Kolluvisol-Gleye (ab 7/2005) untersucht. Bisherige Tendenz der C-Konzentrationen im Niedermoor:

- Gasphase: frisch < feucht < nass
- Bodenlösung: frisch < feucht < nass

1 Universität Stuttgart
 Institut für Landschaftsplanung und Ökologie,
 2 Universität Hohenheim,
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre,
 3 Universität Hohenheim,
 Institut für landwirtschaftliche Betriebslehre,
 4 LUFA Augustenberg, Karlsruhe

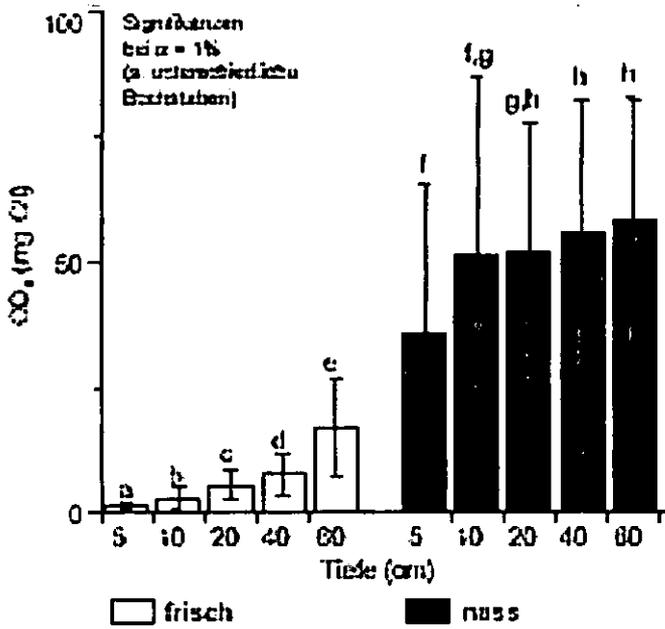


Abb. 2: CO₂-Konzentrationen in der Gasphase zweier Niedermoore bis 4/2005, n. [4]

In Baden-Württemberg wurden im Referenzjahr 2003 durchschnittlich 0,97 t CO₂/ha von der Landwirtschaft emittiert (Σ = 1,42 Mio. t). In intensiven Ackerbauregionen beträgt der Wert bis zu 1,2 t CO₂/ha*a, in extensiven 0,58 t CO₂/ha*a.

Tab. 1: Beispiele für Vermeidungskosten und Vermeidungspotenziale

	Umwandlung Ackerland zu Grünland	Reduzierte Bodenbearbeitung
CO ₂ Vermeidung vorläufige Ergebnisse	- 3,6 t CO ₂ /ha*Jahr	- 1,2 t CO ₂ /ha*Jahr
Derzeitige staatliche Zahlungen	333 /ha Stilllegungsprämie	60 /ha MEKA-Leistung
Vermeidungskosten	93 t CO ₂	50 t CO ₂
Potenzial in Ba.-Wü.	100 000 ha 0,36 Mio. t CO ₂ /a	420 000 ha (50% der AF) 0,50 Mio. t CO ₂ /a

Resumé

Weil landwirtschaftliche Aktivitäten beim internationalen Klimaschutz anrechenbar sind, werden drei Maßnahmen zur CO₂-Bindung in südwestdeutschen Böden untersucht. Die Bindung durch reduzierte Bodenbearbeitung

und Grünland-Etablierung schwankt stark in Abhängigkeit der Standorteigenschaften, was mittels EPIC-Modellierung [6] noch validiert wird. Im wiedervernässten Moorboden deuten hohe CO₂-Konzentrationen in der Gasphase auf eine gehemmte Gasabgabe an die Atmosphäre hin [4], Analysen hierzu dauern an. Bei den akuten Prämienzahlungen würden die Vermeidungskosten bis zu 93 EUR/t CO₂ betragen. Alle Ergebnisse werden in einem GIS-Modul gesammelt, somit sind CO₂-Bindung und Kosten regional verifizierbar, wie von [5] ange-regt.

Literatur

[1] Angenendt, E. (2003): Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Modells für extensive Futterbaubetriebe zur Abbildung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft und zur Bewertung von Verminderungsstrategien. *Agrarwirtschaft, Sonderheft 17*

[2] Billen, N. (1996): Standortabhängigkeit der Bodenveränderungen durch Brachlegung (Flächenstilllegung) von Äckern in Südwestdeutschland. - *Hoh.Bod.Hefte 37*, 251 S.

[3] Harrach, T. (1993, Hrsg.): Ökologische Begleituntersuchungen zur Flächenstilllegung. - Abschlussbericht, Inst. für Bodenkunde, JLU Gießen, 119 S.

[4] Höll, B., Fiedler, S. und Stahr, K. (2005): Einfluss des Wassermanagements auf den Kohlenstoffhaushalt in Niedermooren, Beitrag zur DBG-Jahrestagung 2005

[5] Neufeldt, H. (2005): Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg, SW Germany. - *J.Plant Nutr.Soil Sci. 168*, 202-211

[6] Sharpley A. N. and Williams J. R. (1990): EPIC-Erosion/Productivity Impact Calculator: 1. Model Documentation. USDA Tech. Bull. No. 1768. p. 235.

Förderung

- BW-Plus (Projekträger des Landes Baden-Württemberg), Förderkennzeichen BWK24001
- DFG, Graduierten-Kolleg: Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter Gase und umwelttoxischer Stoffe aus Landwirtschaft und Landschaftsnutzung
- DFG und Chinese Ministry of Education, internationales Graduierten Kolleg: Sustainable Resource Use in North China

Ist der biogeochemische Nährstoffkreislauf in einem tropischen Bergregenwald in Ecuador kronenraum- oder bodenkontrolliert?

Jens Boy¹, Wolfgang Wilcke¹ und Carlos Valarezo²

1. Einleitung

Die Mehrzahl der tropischen Bergregenwälder, die in der Vergangenheit biogeochemisch untersucht wurden, befindet sich auf geologisch jungem Ausgangsmaterial, des Öfteren sogar im direkten Einflussbereich aktiven Vulkanismus (Liu et al., 2003). In diesen Ökosystemen spielt die Verwitterung eine prägende Rolle für den Elementkreislauf. Demgegenüber sind Standorte, die sich auf geologisch älterem Material etabliert haben, bisher weniger untersucht. Um die Rolle der Verwitterung für die Elementkreisläufe beurteilen zu können, ist eine Berechnung von Elementbilanzen auf Wassereinzugsgebietsniveau erforderlich (Likens und Bormann, 1995). Die Bilanzen erlauben auch Rückschlüsse auf limitierende Nährelemente und können dazu beitragen, die vergleichsweise geringe Wuchshöhe von Bergregenwald aufzuklären. Wir prüften hierzu zwei Hypothesen:

- (i) Auf geologisch älterem Ausgangssubstrat dominieren Prozesse im Kronenraum die Elementbilanzen.
- (ii) Potenziell limitierende Nährelemente werden im System zurückgehalten.

2. Material und Methoden

Ein 30-45° steiles, ca. 9 ha großes Kleinzugsgebiet („MC2“ in Abb. 1, 4°00'S/79°05'W) wurde auf der dem Amazonas zugewandten Abdachung der Andenostkordillere in Südecuador zwischen den Städten Loja und Zamora ausgewählt. Das anstehende Gestein besteht vorwiegend aus paläozoischen, gering metamorphisierten Schiefen sowie Metasandsteinen. Die aktuellen Böden sind aus lateral verlagertem Material entstanden. Ursache dieser Schutzdecken sind Rutschungen und eine möglicherweise periglaziale Solifluktion (Wilcke et al., 2001, 2003). Der Wald ist nach Bruijnzeel und Hamilton (2000) ein „tall-statured lower montane rainforest“.

In MC2 wurden im unteren Teil auf ca. 1900 m ü. NN sowie zusätzlich auf ca. 1950 und 2000 m ü. NN je ein Versuchstransect mit fünf (seit Mai 2000 acht) Bestandesniederschlagssammlern ausgestattet. Der Oberflächenabfluss wurde an einem V-Wehr mit Drucksonden gemessen und oberhalb des Wehrs beprobt. Die Messung des Freilandniederschlags erfolgte parallel auf drei Freiflächen (1900-1950 m ü. NN, max. Distanz zueinander ca. 1 km) mit je fünf Sammlern. Die Probennahme erfolgte wöchentlich, chemische Analysen wurden in Deutschland durchgeführt, Transport und Lagerung erfolgten in gefrorenen Zustand. Die Konzentrationen von Ca und Mg in den Lösungen wurden mit Flammen-AAS, von P und S mit ICP-OES und von Cl⁻ mit dem CFA bestimmt.

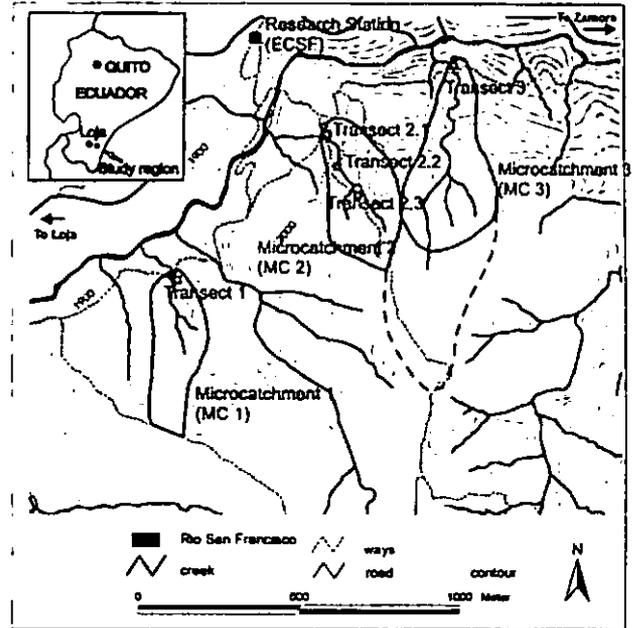


Abb. 1: Lage der Wassereinzugsgebiete in Südecuador.

Die Studie lief von Mai 1998-April 2002, die hydrologischen Jahre dauerten vom 1. Mai bis zum 30. April des Folgejahres. Die Trockendeposition wurde mit dem Kronenraummodell von Ulrich (1983) geschätzt. Dazu wurde Cl⁻ als inerter Tracer angenommen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Der Jahresniederschlag im Gebiet betrug etwa 2500 mm mit Ausnahme des hydrologischen Jahres 1999/2000 mit nur 1900 mm. Im Jahr 1999/2000 wich auch die feuchte und trockene Deposition von Ca und Mg beträchtlich von den anderen Jahren ab (Tab. 1 und 2).

Tabelle 1: Jahresniederschlag und jährliche Flüsse von Ca und Mg im Freilandniederschlag (FN), Bestandesniederschlag (BN) und Oberflächenabfluss (OA). Vergleichsdaten von Standorten höher als 1500 m.

	1998/ 1999	1999/ 2000	2000/ 2001	2001/ 2002	Liu et al. (2003)	
FN	[mm a ⁻¹]	2472	1900	2635	2534	-
FN Ca	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	4,0	12,4	2,6	2,9	3,6-27,1
FN Mg	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	1,3	6,0	1,2	1,2	1,3-30,0
BN Ca	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	17,5	19,6	10,3	10,8	6,9-22,6
BN Mg	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	8,5	8,0	6,5	6,8	3,3-12,2
OA Ca	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	9,7	14,2	5,6	6,7	1,7-87,9
OA Mg	[kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	5,7	7,1	6,8	5,3	0,6-249,0

Die Depositionsraten aller Elemente zeigen eine jahresübergreifenden Variation, obwohl das Niederschlagsvolumen eine Saisonalität (mit einem Maximum im Mai und Juli und einem Minimum im Dezember) aufweist (Fleischbein et al., 2005) Die für die hydrologischen Jahre nach Ulrich (1983) berechneten Kronenraumbilanzen sowie die jeweiligen Bilanzen für das gesamte Kleinzugsgebiet zeigen ähnliche Salden (Abb. 2 und 3). Dies wäre nicht der Fall, wenn die Verwitterung den Austrag dominieren würde. Darüber hinaus spiegeln sowohl die Kronenraum- als auch die Gesamtbilanz die Variationen des Ca- und Mg-Eintrags wider. Es kommt in der Krone und im Gesamtsystem zu steigender Retention mit steigendem Eintrag (Abb. 2).

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: wolfgang.wilcke@uni-mainz.de

² Universidad Nacional de Loja, Unidad Operativa de la Facultad de Ciencias Agrícolas, Loja, Ecuador.

Tabelle 2 : Trockendeposition, Kronenraumbilanz und Einzugsgebietsbilanz für Ca und Mg in vier hydrologischen Jahren. Aufnahme von Ca und Mg in einem Kompartiment ist durch negative Werte gekennzeichnet.

		98/99	99/00	00/01	01/02
Ca	Trockendeposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	2,8	8,3	0,2	3,5
Mg	Trockendeposition [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	0,9	4,0	0,1	1,5
Ca	Kronenraumbilanz [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	11	-1,1	7,4	4,3
Mg	Kronenraumbilanz [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	6,4	-2,0	5,2	4,1
Ca	Gesamtbilanz [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	1,4	-6,5	2,7	0,3
Mg	Gesamtbilanz [kg ha ⁻¹ a ⁻¹]	3,6	-2,9	5,5	2,6

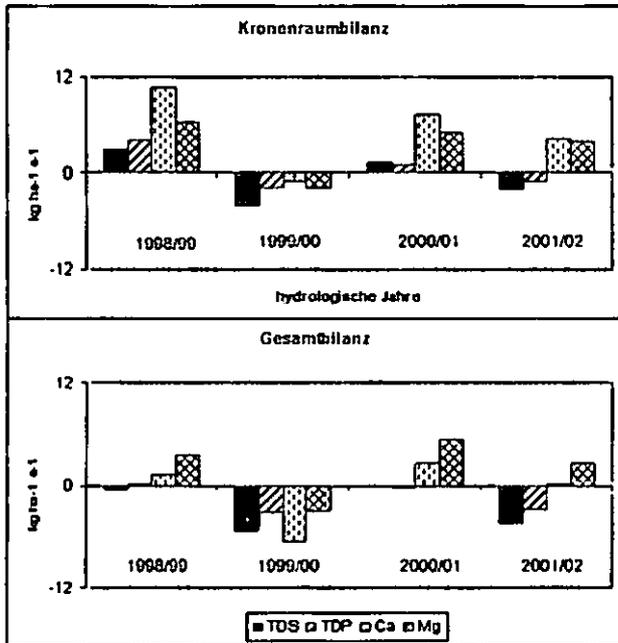


Abb. 2: Kronenraum- und Einzugsgebietsgesamtbilanz für vier hydrologische Jahre. Negative Werte bedeuten Rückhalt, positive Austrag.

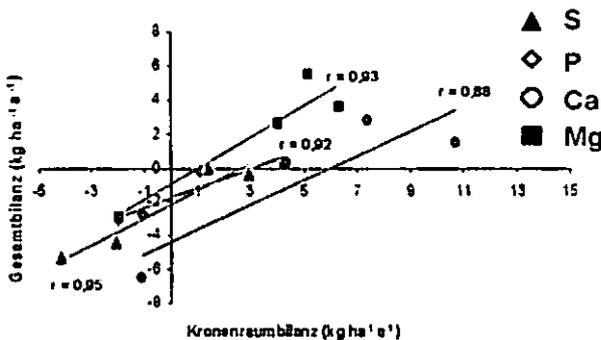


Abb. 3: Zusammenhang zwischen den Salden der Kronenraum- und Gesamtbilanz von Ca, Mg, P und S.

Abbildung 2 zeigt, dass S als einziges untersuchtes Element in allen vier Jahren im System verbleibt. Es liegt daher nahe anzunehmen, dass ein S-Mangel besteht. Eine enge Korrelation zwischen der Schwefeldeposition und den Salden der Einzugsgebietsbilanz von Ca, Mg und P lässt vermuten, dass die S-Einträge die Retention der anderen Elemente steuern (Abb. 4).

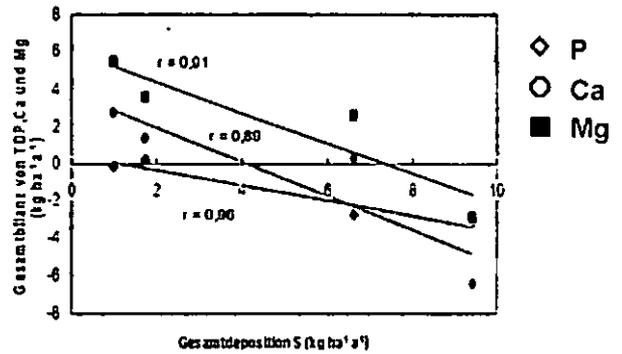


Abb. 4: Zusammenhang zwischen Schwefelgesamtdeposition und den Bilanzsalden von P, Ca und Mg im Einzugsgebiet.

4. Schlussfolgerungen

- (i) Kronenraum- und Gesamtbilanz zeigen ähnliche Salden. Dies belegt, dass der untersuchte Bergregenwald kronenraum- und nicht bodenkontrolliert ist.
- (ii) Der Netto-Verbleib von Schwefel im Gesamtsystem in allen bilanzierten Jahren sowie der Zusammenhang zwischen dem Schwefeleintrag und den Salden der Einzugsgebietsbilanz der anderen untersuchten Elemente weist auf eine möglicherweise das Pflanzenwachstum limitierende Rolle des Schwefels hin.

5. Dank

Wir danken Wolfgang Zech, Syafrimen Yasin, Rainer Goller und Katrin Fleischbein sowie zahlreichen studentischen Hilfskräften, der DFG für die Förderung dieser Untersuchung (Ze 154/34-1, -3, -4, -5, FOR 401/1-1 TP2, FOR 402/2 TP B10), der Fundación Científica San Francisco (FCSF) für die Bereitstellung des Arbeitsgebietes und dem ecuadorianischen Umweltministerium für die Forschungsgenehmigung.

6. Literatur

Likens, G.E. und Bormann, F.H. (1995): Biogeochemistry of a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York.

Bruijnzeel, L.A. und Hamilton, L.S. (2000): Up in the clouds. In *Decision Time for Cloud Forests*. IHP Humid Tropics Programme Series, 13. IHP-UNESCO, Paris

Fleischbein, K., Wilcke, W., Goller, R., Boy, J., Valarezo, C., Zech, W. und Knoblich, K. (2005): Rainfall interception in a lower montane forest in Ecuador: effects of canopy properties. *Hydrological Processes* 19: 1355-1371

Liu, W., Fox, J. E. D. und Xu, Z. (2003): Nutrient budget of a montane evergreen broad-leaved forest at Ailao Mountain National Nature Reserve, Yunnan, southwest China. *Hydrological Processes* 17: 1119-1134

Ulrich, B. (1983): Interactions of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. und Pankrath, J. (Hrsg.): *Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems*, S. 33-45. D. Reidel Publishing, Dordrecht, Niederlande

Wilcke, W., Yasin, S., Valarezo, C. und Zech, W. (2001): Change in water quality during the passage through a tropical montane rain forest in Ecuador. *Biogeochemistry* 55: 45-72.

Wilcke, W., Yasin, S., Abramowski, U., Valarezo, C. und Zech, W. (2002): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science* 53: 15-27.

Wilcke, W., Valladarez, H., Stoyan, R., Yasin, S., Valarezo, C. und Zech, W. (2003): Soil properties on a chronosequence of landslides in montane rainforest, Ecuador. *Catena* 53: 79-95.

Geochemische Charakterisierung von entwässerten Kalk- und Detritusmudden

J. Chmielecki¹, J. Zeitz²

1. Untersuchungsgegenstand

Mudden sind in stehenden und langsam fließenden Gewässern sowie in Brackwasser entstehende Sedimente mit einem Mindestgehalt an organischer Substanz von 5 % (KA5). Je nach Zusammensetzung werden organische und organo-mineralische Formen unterschieden. Organische Mudden haben einen Mindestanteil an organischer Substanz von 30 %. Sie werden nach morphologischen und genetischen Kriterien unterteilt in Lebermudde, Detritus- und Torfmudde. Organo-mineralische Mudden werden nach der Art ihrer mineralischen Bestandteile (minerogene und biogene Silikate, Kalk) sowie nach der Korngröße unterteilt.

Als Ausnahmen wurden limnische Sedimente mit weniger als 5 % Humusgehalt in die Untersuchung aufgenommen (Kieselgur und Seekreiden).

2. Material und Methoden

Es wurden Flächen in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Thüringen und Niedersachsen und Flächen in Polen nahe Poznan untersucht. Die Flächen sind gegenwärtig Grünland, Naturschutzgebiet, Acker, Brache bzw. Rohstofflieferanten. Bei den untersuchten Böden handelt es sich meist um junge Böden, da die Seeablassungen überwiegend ins 17. Jh. datieren.

Insgesamt wurden 60 Bodenprofile auf 13 Untersuchungsflächen angelegt. 2 Profile pro Fläche wurden beprobt und chemisch und physikalisch untersucht. Bei den in der Faktoranalyse verwendeten Daten handelt es sich um mittels RFA gewonnene Elementtotalgehalte. Der Glühverlust wurde durch Verglühen bei 550 °C im Muffelofen bestimmt und der Kalkgehalt mittels der Bestimmungsmethode nach Scheibler.

3. Fragestellung

Terrestrische bzw. semiterrestrische Böden aus Mudden entstehen durch die Entwässerung von subhydrischen Sedimenten oder infolge der Mineralisierung von flachen Torfen über

Mudden. Aufgrund ihrer häufigen Vergesellschaftung mit Torfen und ihres Potenzials als Lebensraum für Moorökosysteme waren sie bisher vor allem Thema der Fachdisziplin der Moorkunde und weniger der Bodenkunde. Daraus resultierte eine geringe Kenntnis der Pedogenese und der damit verbundenen Bodeneigenschaften.

Mudden werden zwei substratgenetischen Gruppen zugeordnet: fl-Fm..., og-Fh.... Sie bilden jeweils eine weite Spanne an Humus- bzw. Carbonatgehalten ab, die sich in der weiteren Klassifikation der Substrate sowie der systematischen Einordnung der Böden nicht widerspiegelt. Gerade diese beiden Parameter sind jedoch zentrale Steuerungsfaktoren verschiedener physikalischer und chemischer Bodeneigenschaften.

Aus dieser Kenntnislücke resultieren die Kernfragen der vorgestellten Arbeit: i) ob und wie sich die Mudden hinsichtlich ihrer chemischen Komposition gruppieren lassen, ii) wie sich ihre Eigenschaften durch und im Verlaufe der Pedogenese verändern sowie iii) ob und wie die aus Mudden entstehenden Böden systematisiert werden können.

4. Ergebnisse

4.1 Geochemische Charakterisierung

Von 268 Proben weisen 131 Proben einen CaCO₃-Gehalt <10% auf, davon 125 weniger als 5%. Zwischen 70 und 90% tritt ein weiteres Häufigkeitsmaximum auf, in dem sich 21,3% der Stichproben befinden. Die Häufigkeitsverteilung der Gehalte an Kalziumkarbonat lassen sich somit drei Populationen ausweisen: Gruppe 1 = 0-5 %, Gruppe 2 = 10-70%, Gruppe 3 = 70-90 %. Gruppe 1 sind Detritusmudden, die ungleichmäßig verteilten Kalk in Molluskenschalen aufweisen oder bei denen durch Bodenbearbeitung Kalkmudde aus tieferen Schichten vorkam. Die Gruppen 2 und 3 sind Kalkmudden, wobei die Mudden in Gruppe 3 der Seekreide ähnlich sind.

Der Anteil an Mudden mit einem Glühverlust kleiner als 50 % macht rund zwei Drittel des gesamten Stichprobenumfangs aus. Die Spannweite des Gehaltes an organischer Substanz reicht von 2 Masse-% bis 95 Masse-%. Der größte Wert beträgt 91,8 %. Es zeigt sich, dass der Bereich mit Humusgehalten zwischen 0 und 30 Masse-% mit 61 % mehr als die Hälfte ausmacht. Davon liegen rund 48 % im Bereich zwischen 10 und 20 Masse-%. Bei den Substraten mit mehr als 30 Masse-% Humusgehalt liegt

1 Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), B4.16 Hydro- und Geochemie, Wilhelmstrasse 25-30, 13593 Berlin, j.chmielecki@bgr.de

2 Humboldt Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstr. 42, 10115 Berlin

rund ein Viertel im Bereich zwischen 40 und 60 Masse-%. Zwischen 80 und 90 % gibt es eine weitere Häufung. Die anderen Klassen sind weniger stark besetzt, sehr selten kamen reine Detritusmudden mit Humusgehalten von größer als 90 Masse-% vor.

Insgesamt erklärt der Glühverlust mit 44 % den größten Anteil der Varianz, gefolgt vom Kalkgehalt mit 12 % und den Hauptelementen mit insgesamt 41 %. Damit machen die Spurenelemente nur rund 3 % der Gesamtvarianz aus. Hier sollen exemplarisch nur die Faktoren 1 und 2 interpretiert werden: In **Faktor 1** dominieren die in den Quarzen/Silikaten vorhandenen Bestandteile. Unterschiede in der Elementverteilung sind also vor allem durch die Sedimentgenese und -zusammensetzung bestimmt. **Faktor 2** wird durch ein inverses Verhalten von Magnesium und Phosphat bestimmt. Da Mg überwiegend in Silikaten vorliegt, sind quarzreiche Böden meist Mg-arm und silikatreiche Böden meist Mg-reich. Die Bindung von Phosphor erfolgt an Tonmineralen und Humuspartikeln sowie an Ca-Ionen.

Bei den analysierten Böden weisen vor allem die tieferen Horizonte mit geringem Glühverlust sowie die Fläche Jagow mit Kalkmudde und hier wiederum die Unterbodenhorizonte hohe Faktorwerte auf und korrelieren somit stark mit dem Faktor 2. Das Magnesium stammt wahrscheinlich aus dem anorganisch-silikatischen Anteil. Auf Grund methodischer Schwierigkeiten wurde keine Korngrößenanalyse durchgeführt. Die hohen Magnesiumwerte sprechen jedoch für einen großen Anteil der Schluff- und Tonfraktion an der mineralischen Substanz. Phosphor wird im Oberboden an der organischen Bodensubstanz sowie durch die Verbindung mit gelösten Ca-Ionen (verursacht durch schwach kohlensäure Wässer aus Niederschlag und durch CO₂-Abgabe der Pflanzenwurzeln) als Calciumphosphat angereichert und auf Grund seiner geringen Löslichkeit nicht verlagert.

5.2 Profildifferenzierung

Die Böden der untersuchten Flächen haben sowohl einen chemischen als auch einen physikalischen Reifeprozess erfahren, wobei jedoch gegenüber der physikalischen Reifung die chemische Reifung zurücktritt. Das heißt die bodenphysikalischen Eigenschaften sind einer wesentlich stärkeren Veränderung unterworfen als die chemischen Parameter: Das in der

pedogen unveränderten Mudde vorliegende Kohärentgefüge wird abgelöst durch ein Makrogefüge, entweder Prismen-, Polyeder- oder Plattengefüge. Bezüglich der Veränderung von Humus- und Carbonatgehalt durch pedogenetische Prozesse konnte keine signifikante Verringerung infolge von Mineralisierungsprozessen festgestellt werden.

5. Schlussfolgerungen

Hauptdeterminante der Verteilung der Elementkonzentration ist das Verhältnis zwischen Humus, Silikaten und Carbonaten. Die Verteilung der Hauptelemente wird durch den Anteil an mineralisch-silikatischen Bestandteilen bestimmt. Dieser hat ebenfalls großen Einfluss auf die Verteilung der Spurenelemente, wobei hier sehr stark der organische Anteil zum Tragen kommt, da dieser das Potenzial für die Adsorption von Schwermetallen bereitstellt. Der durch die Nutzung und Düngung verursachte Eintrag an Nährstoffen wirkt sich ebenfalls auf die Verteilung einzelner Haupt- und Spurenelemente, wie z.B. Phosphor aus. Deutlich erhöhte Einzelwerte verweisen auf lokale Besonderheiten, wie z.B. die erhöhten Quecksilbergehalte in der Nähe einer Deponie. Mit Hilfe multivariater statistischer Methoden (wie z.B. der hier angewandten Faktoranalyse) kann die Substratgruppe der Mudden über die Unterscheidung < bzw. > 30 Masse-% Humus hinaus differenziert werden. Dabei treten (ehemals) landwirtschaftlich genutzte Mudden auf Grund erhöhter Phosphorgehalte im Oberboden als eine Gruppe hervor. Hinter dem hier dargestellten Faktor 2 verbirgt sich eventuell die Erhöhung der P-Konzentration durch anthropogene Einträge im Oberboden landwirtschaftlich genutzter Böden mit relativ hohem Anteil an Silikaten. Magnesium mit höherer Faktorladung weist auf die Differenzierung von Ober- und Unterbodenhorizonte landwirtschaftlich genutzter Böden hin.

Danksagung: Die chemischen und physikalischen Analysen wurden durch bzw. im Labor des LGRB (Brandenburg) sowie durch die TLUG (Thüringen) durchgeführt. Die Arbeit wurde mit einem Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sowie des Berliner Programms zur Förderung der Chancengleichheit von Frauen unterstützt.

Vergleich von ^{14}C -Tiefenprofilen der organischen Bodensubstanz zweier saurer Waldböden

Alexander Dreves*, Marie-Josée Nadeau* & Pieter M. Grootes*

Einleitung

Die organische Bodensubstanz (OBS) hat einen großen Einfluss auf viele Bodenfunktionen und spielt daneben eine entscheidende Rolle im globalen Kohlenstoffkreislauf.

Die Humusform und der Gehalt der OBS wird dabei maßgeblich von den Standortfaktoren beeinflusst. Wie beeinflussen hingegen die Standortfaktoren in einem Wald die Dynamik der OBS? Die Transformation der OBS wird in dieser Studie mit Hilfe des radioaktiven Kohlenstoffs ^{14}C verfolgt. Um Informationen über die Dynamik der chemisch heterogenen OBS zu erhalten, ist eine Auftrennung in Fraktionen verschiedener biologischer Stabilität erforderlich. Dies erfolgte in dieser Studie durch sequentielle Extraktion mit Hilfe von Wasser und einer Pyrophosphatlösung. Der ^{14}C -Gehalt wurde mit Hilfe der Beschleuniger-Massenspektrometrie (AMS) gemessen (NADEAU ET AL. 1997).

Standorte

Für die Studie wurde je ein Bodenprofil unter Fichtenforst am Standort Rothalmünster/Isar-Inn-Hügelland und Waldstein/Fichtelgebirge inkl. der organischen Auflage beprobt. Beide Bestände weisen die Entwicklungsstufe Baumholz auf. Der Standort Rothalmünster stellt einen dichten Bestand („Stangelwald“), der Standort Waldstein hingegen einen lichten Bestand dar. Die Jahresmitteltemperatur beträgt in Rothalmünster 8,7°C bzw. in Waldstein 5,8°C und der mittlere Jahresniederschlag 886 mm bzw. 1100 mm. Die Humusform wurde in Rothalmünster als Moder bzw. in Waldstein als feinhumusreicher Rohhumus und die Bodenform als Pseudogley aus Löß bzw. als Podsol aus schuttführendem Kryo-Sand angesprochen.

Methoden

Die Aufteilung der OBS in Fraktionen unterschiedlicher Löslichkeit, welche als Maß für die biologische Stabilität angesehen wird, erfolgte durch eine sequentielle Extraktion mit demineralisiertem Wasser und einer 0,1 M Pyrophosphatlösung:

- *Kaltwasserextrakt* (KW) gewonnen durch Schütteln einer Boden-Wasser-Suspension für 24 h zur Erfassung der labilen und leichtlöslichen OBS
- *Heißwasserextrakt* (HW) gewonnen durch Kochen einer Boden-Wasser-Suspension für 1 h zur Erfassung der mikrobiellen Biomasse
- *Pyrophosphatextrakt* (PY) gewonnen durch Schütteln einer Boden-Pyrophosphat-Suspension bei 50°C für 24 h zur Erfassung der über poly-

valente Kationen an die Mineralphase gebundenen OBS

Alle Extrakte wurden anschließend zentrifugiert, filtriert, zur Entfernung von atmosphärischen CO_2 mit HCl angesäuert und gefriergetrocknet. Die getrockneten Extrakte wurden verbrannt und das entstandene CO_2 zu Graphit reduziert. Anschließend wurde der ^{14}C -Gehalt des Graphits in der AMS-Anlage gemessen (NADEAU ET AL. 1997). Zusätzlich wurde zu jedem Horizont auch der ^{14}C -Gehalt des unbehandelten Bodenmaterials bestimmt.

Die ^{14}C -Gehalte werden in Anlehnung an STUIVER UND POLACH (1977) in percent modern carbon (pMC) $\pm 1 \sigma$ angegeben. 100 pMC entsprechen dabei dem ^{14}C -Gehalt der Standard-Atmosphäre im Jahre 1950.

Ergebnisse

Mit Hilfe von Kaltwasser kann nur ein sehr geringer Teil (Größenordnung 10,1 %) des C_{org} -Gehaltes extrahiert werden, während mit Pyrophosphat in den mineralischen Horizonten ein Anteil von 20 – 40 % des C_{org} erfasst wird.

Die Extrakte der organischen Auflage-Horizonte haben in beiden Profilen einen ^{14}C -Gehalt größer als 100 pMC (vgl. Abb. 1 und 2). Zwischen 1954 und 1963 kam es durch oberirdische Atomwaffentests zur einer drastischen Erhöhung des atmosphärischen ^{14}C -Gehaltes bis auf etwa 190 pMC, welcher seitdem langsam wieder abnimmt. Dieses zusätzliche ^{14}C wird als Bomben- ^{14}C bezeichnet.

Im L-Horizont weisen die Extrakte in beiden Profilen mit Ausnahme der Pyrophosphatfraktion ähnliche ^{14}C -Gehalte, welche auf rezente Streueintrag hinweisen, auf. Für den Of- und Oh-Horizont ergibt sich ein anderes Bild: Hier weisen die Extrakte in Waldstein mit Ausnahme des Gesamtbodens deutlich niedrigere ^{14}C -Gehalte auf als in Rothalmünster. Zudem weisen in Waldstein alle Fraktionen ihren maximalen ^{14}C -Gehalt im Of-Horizont auf, während in Rothalmünster einige Fraktionen erst im Oh-Horizont ihren maximalen ^{14}C -Gehalt erreichen. Darüber hinaus weisen die Extrakte im Oh-Horizont in Waldstein mit Ausnahme des Kaltwasserextraktes einen ^{14}C -Gehalt zwischen 100 pMC und dem Gehalt der heutigen Atmosphäre (=107 pMC) auf, d.h. es handelt sich um Mischungen aus Bomben- ^{14}C und C, welcher vor 1950 gebildet wurde (vgl. Abb. 1 und 2).

Der ^{14}C -Gehalt des Kaltwasserextraktes nimmt in Rothalmünster stark vom Ah-Horizont (0-5 cm) mit 97,9 pMC zum Sw -Horizont (5-50 cm) mit 84,4 pMC ab. In Waldstein nimmt der ^{14}C -Gehalt hingegen in den oberen mineralischen Horizonten nur wenig mit der Tiefe ab. Erst unterhalb des Bhs-Horizontes (13-30 cm) findet in Waldstein eine stärkere Abnahme statt. Die Kaltwasserextrakte in Rothalmünster weisen zudem deutlich niedrigere ^{14}C -Gehalte auf als in Waldstein, mit z.B. 84,4 pMC im Sw-Horizont (5-50 cm) in Rothalmünster gegenüber 92,6 pMC im BvCv-Horizont (30-50 cm) in Waldstein (vgl. Abb. 1 und 2).

Schlussfolgerungen

Das Profil Rothalmünster ist geprägt durch eine geringere Verlagerung der OBS als Folge des niedrigeren Niederschlags und des dichteren Bestandes sowie durch die relative Anreicherung älterer OBS als Folge der stärkeren mikrobiellen Aktivität im Moder und der Präferenz der Mikroben, jüngere OBS abzubauen (vgl. RETHEMEYER ET AL. 2004). Dies spiegelt sich in den hohen Gehalten an

* Leibniz-Labor für Altersbestimmung und Isotopenforschung, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Max-Eyth-Str. 11-13, 24118 Kiel

Bomben-¹⁴C im Moder sowie in den relativ geringen ¹⁴C-Gehalten im Unterboden wider.

Das Profil Waldstein ist hingegen geprägt durch eine rasche Verlagerung der OBS in die Tiefe als Folge des höheren Niederschlags sowie durch die insgesamt geringe und innerhalb der einzelnen Humushorizonte unterschiedlich hohe mikrobielle Aktivität im Rohhumus. Dies zeigt sich in den relativ hohen ¹⁴C-Gehalten im Unterboden sowie in den geringen Gehalten an Bomben-¹⁴C im Rohhumus.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung des Projektes (GR 1845/1-3).

Literatur

NADEAU MJ, SCHLEICHER M, GROOTES PM, ERLKENKESER H, GOTTDANG A, MOUS DJW, SARNTHEIN JM, WILLKOMM H (1997): The Leibniz-Labor AMS facility at the Christian-Albrechts-University, Kiel, Germany. *Nuclear Instruments and Methods B* 123:22-30.

RETHEMEYER J, KRAMER C, GLEIXNER G, WIESENBERG GLB, SCHWARK L, ANDERSEN N, NADEAU MJ, GROOTES PM (2004): Complexity of soil organic matter: AMS ¹⁴C analysis of soil lipid fractions and individual compounds. *Radiocarbon* 46(1):465-473.

STUIVER M UND POLACH HA (1977): Discussion reporting of ¹⁴C-data. *Radiocarbon* 22:1-24.

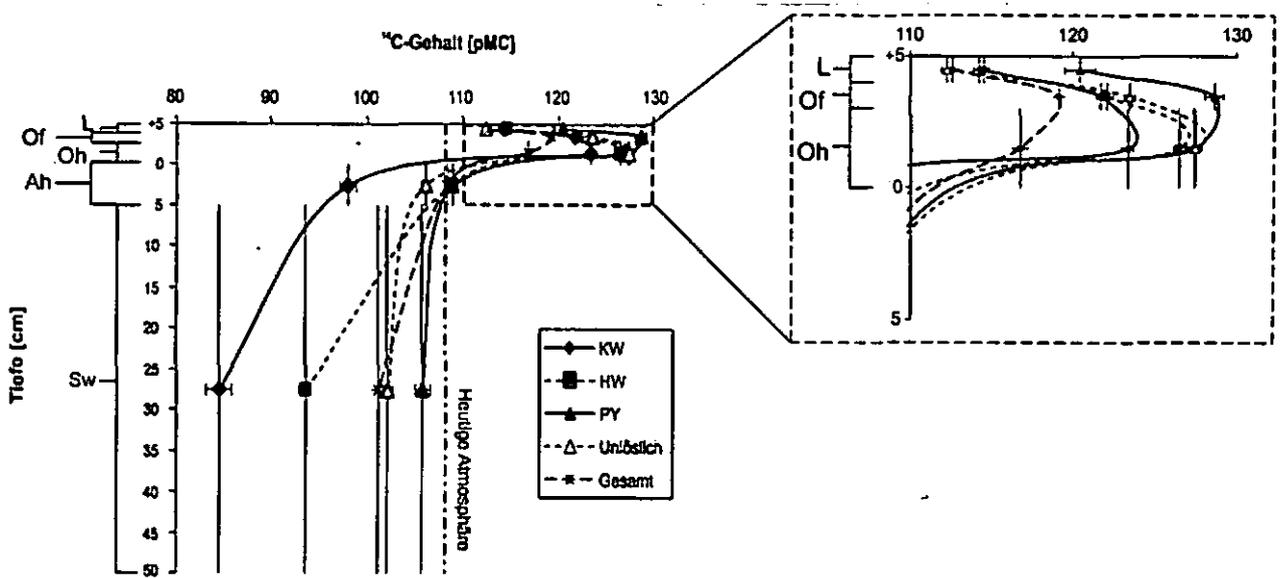


Abb. 1: ¹⁴C-Tiefenprofil der Fraktionen und des Gesamtbodens am Standort Rotthalmünster

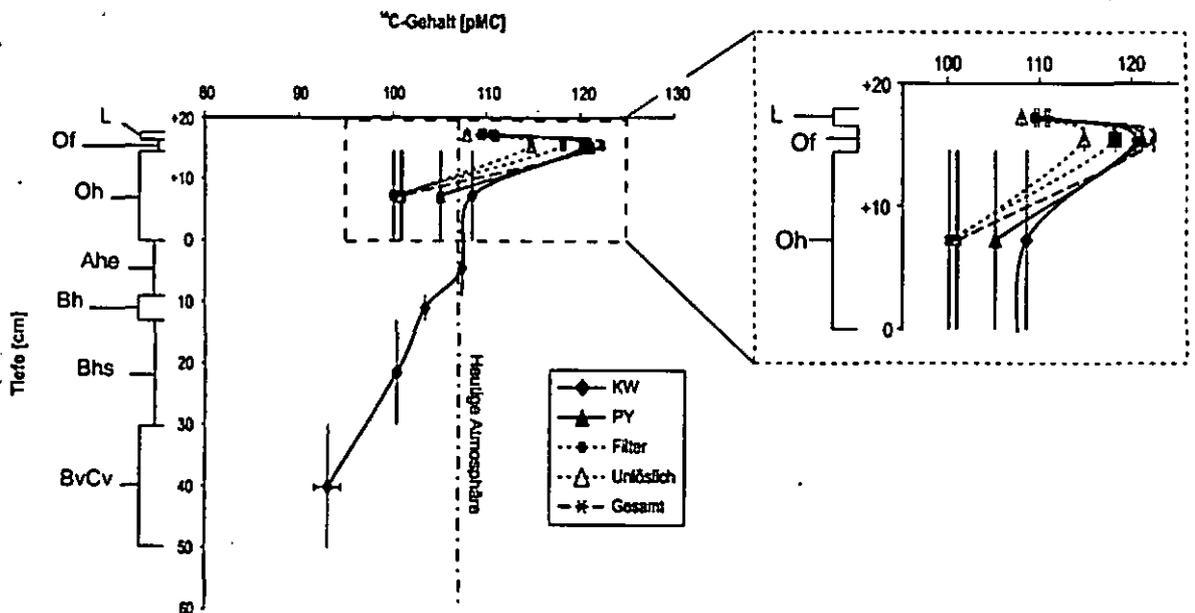


Abb. 2: ¹⁴C-Tiefenprofil der Fraktionen und des Gesamtbodens am Standort Waldstein. Messungen der fehlenden Fraktionen stehen noch aus.

Die Bedeutung von gelöstem CO₂ für den Kohlenstoffhaushalt eines Fichtenökosystems

Sabine Fiedler¹, Bettina S. Höll¹, Karl Stahr¹ & Hermann F. Jungkunst²

1. Einleitung

Die atmosphärische CO₂-Konzentration stieg seit der industriellen Revolution im 18. Jhd. um 31% an. Als Quellen fungieren hierbei die Nutzung fossiler Brennstoffe sowie die Änderung der Landnutzung (Wald ↔ Acker). Als natürliche CO₂-Senken gelten hingegen terrestrische Ökosysteme, die Atmosphäre und Ozeane.

Die Abschätzung der Quell- und Senkenfunktion erfolgt durch zwei unterschiedliche Ansätze: (i) *top down* und (ii) *bottom up*. Werden Ergebnisse beider von einander unabhängiger Modelle gegenübergestellt, ergibt sich nach Janssen et al. (2003) eine Abweichung von 0.18 Pg C a⁻¹ für das terrestrische Ökosysteme Europa (*top down* = 0.29 Pg C a⁻¹ vs. *bottom up* = 0.11 Pg C a⁻¹).

Die Ursache dieser Diskrepanz wurde bislang nicht geklärt. Es herrscht jedoch Einigkeit darüber, dass methodische Probleme hieran beteiligt sind. In diesem Zusammenhang wird die CO₂-Fracht der Bodenlösung in angrenzende aquatische Systeme als eine mögliche Größe diskutiert (Siemens, 2003), ohne sie mit ausreichenden Felduntersuchungen belegen zu können.

2. Ziel

Im Tagungsbeitrag soll exemplarisch an einer bewaldeten Kleinlandschaft im Mittleren Schwarzwald geprüft werden, ob der Export von gelöstem CO₂ für den Kohlenstoffhaushalt der Landschaft eine relevante Größe darstellt.

3. Material und Methoden

Im Untersuchungsgebiet ‚Wildmooswald‘ (47°57' N, 8°07' E) wurden 5 Bodentypen: (Norm)stagnogley (SGn), Moorstagnogley (SGo), Übergangs-(nieder)moor (HNu), Erdübergangs-(nieder)moor (HNuv), (Hang-)Oxigley (GGx) sowie das unmittelbar angrenzende aquatische System (Quelle (Qu), Bach (Ba)), wöchentlich

(geschlitzte PVC-Rohre in Kombination mit einem Vakutainer-Schlauchsystem) hinsichtlich der gelösten CO₂- und DOC-Frachten untersucht (August 2002 bis Juli 2003). Parallel erfolgte die Erfassung des CO₂-Effluxes direkt an der Quelle mittels ‚closed chamber‘ Methode.

3. Ergebnisse und Diskussion

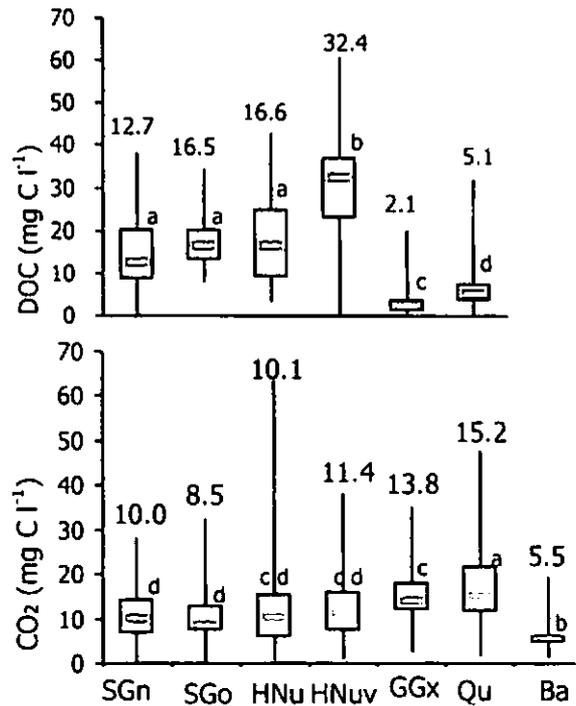


Abbildung 1: Häufigkeitsverteilung der DOC-Konzentrationen (obere Darstellung) sowie der Konzentrationen an gelöstem CO₂ (untere Darstellung). Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede (P < 0.001)

Die Bodenlösungen zeigten unabhängig vom Bodentyp (Median 7.9 und 14.6 mg C-CO₂ l⁻¹), eine hohe CO₂-Übersättigung (3069-4882% der atmosphärischen Gleichgewichtskonzentration).

Die DOC-Konzentrationen der Bodenlösungen variierten von 12.7 bis 32.4 mg C l⁻¹ (Mediane). Während der Bodenpassage verringerte sich das CO₂/DOC-Verhältnis der Bodenlösung von 0.71 (SGn) auf 0.35 (HNuv), um wiederum im aquatischen System anzusteigen (3.1), was auf eine Umsetzung (bzw. Festlegung) der gelösten organischen Substanz während des Transportes verweist.

Aus der jährlichen Abflußrate (9232 m³) und den wöchentlich erfaßten CO₂-Konzentrationen ergab sich ein CO₂-Export von 132.3 kg C a⁻¹ (9.7 g C m⁻²) von der Pedosphäre in die angrenzende Quelle, was einem Anteil von 70% des gesamten C-Exportes durch Wassertransport entspricht.

¹Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart, e-mail: fiedler@uni-hohenheim.de; b-hoell@uni-hohenheim.de

²Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Hans-Knoell-Strasse 10, 07745 Jena

Gegenüber der CO₂-Fracht spielte der CH₄-Austrag eine zu vernachlässigende Grösse (0.003 kg C a⁻¹).

Direkt an der Quelle wurden zwischen Null und 0.04 µg C l⁻¹ (= 0.3 kg C a⁻¹) emittiert. Auf dem Weg vom Messpunkt an der Quelle zum Bach (Distanz der Meßpunkte = 17 m) gingen 122.7 kg C a⁻¹ verloren.

Anhand der atmosphärischen CO₂-Gleichgewichtskonzentration wurde ermittelt, dass lediglich 2.5 kg C a⁻¹ im aquatischen System transportiert wurden, ohne an die Atmosphäre emittiert zu werden. Die Beobachtung unterstreicht die Wichtigkeit des Messortes, der sich direkt am Übergang zwischen Pedo- und Hydrosphäre befinden sollte, um den Transportpfade in seiner gesamten Grösse in die C-Bilanzierung einfließen zu lassen.

Nach Antoni et al. (2004) und Rebmann et al. (2004) beträgt der Netto-Austausch für vergleichbare Fichten-Ökosysteme (NEE) zwischen -4 und -55 g C m⁻²a⁻¹. Wird dem der ermittelte CO₂-Austrag über die gelöste Phase gegenübergestellt, kann postuliert werden, dass die C-Akkumulation von terrestrischen Ökosysteme derzeit überschätzt wird.

Weitere Untersuchungen sind jedoch notwendig, um diese Aussage auch für andere Systeme zu bestätigen.

Literatur

- Antoni, P.M., A. Knohl, A. Freibauer, M. Mund, W. Ziegler, O. Kolle, E.-D. Schulze (2004), Forest and agricultural land use dependent CO₂ exchange in Thuringia, Germany. *Global Change Biology*, 10, 2005-2009.
- Janssens, I.A., A. Freibauer, P. Ciais, P. Smith, G.-J. Nabuurs, G. Folberth, B. Schlamadinger, R.W.A. Hutjes, R. Ceulemans, E.-D. Schulze, R. Valentini, A.J. Dolman (2003), Europe's terrestrial biosphere absorbs 7 to 12% of European anthropogenic CO₂ emissions. *Science*, 300, 1538-1542.
- Rebmann, C., P.M. Anthoni, E. Falge, M. Gockede, A. Mangold, J.A. Subke, C. Thomas, B. Wichura, E.-D. Schulze, J. Tenhunen, T. Foken (2004), Carbon budget of a spruce forest ecosystem. In: *Biogeochemistry of forested catchment in a changing environment: a German case study* (Valentini R., ed.), pp. 143-159. Mayer, Bayreuth.
- Siemens, J. (2003), The European carbon budget: a gap. *Science*, 302, 1681.

Dynamik der Spurengasfreisetzung in einem renaturierendem Hochmoor in der Lüneburger Heide

Forbrich, I.¹, Krüger, C.¹, Glatzel, S.¹ und G. Gerold¹

Durch die langjährige Nutzung in Form von Torfabbau sind die Stoffkreisläufe in niedersächsischen Hochmooren gestört worden, da dafür der Wasserstand abgesenkt wird und das Substrat entfernt wird. Ein hoher Wasserstand ist charakteristisch in natürlichen Mooren. Der langsam verlaufende anaerobe Abbau der Pflanzenstreu führt langfristig zu einer Speicherung von Kohlenstoff (C) und Stickstoff (N). In natürlichen Mooren sind daher speziell angepasste Flora und Fauna anzutreffen. Um diese zu erhalten wurden verbliebene Mooregebiete unter Naturschutz gestellt und in genutzten Mooren Regenerationsmaßnahmen eingeleitet. Der erste Schritt dafür ist eine Wiederver-nässung.

Das Pietzmoor liegt im Südwesten des Naturschutzgebiets "Lüneburger Heide". Bis nach dem 2. Weltkrieg wurde hier Torf gestochen und seit 1970 wurden in mehreren Schritten Wiedervernässungs-maßnahmen durchgeführt.

Die zentrale Freifläche des Hochmoores ist trotzdem durch die Invasion von Birken, Kiefern und Gräsern wie *Molinia caerulea* bedroht. Neben der Höhe des Wasserstandes wirken sich hier N-Einträge $>20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aus.

Im Juli 2003 wurde deutlich, dass das Moorzentrum in einer starken Austrocknungsphase einer hohen Nitrifikation unterliegt. Ziel der Untersuchungen von März bis August 2004 war es daher, anhand von Gasflussmessungen Aussagen zum C- und N-Haushalt zu treffen und eine Einschätzung des Renaturierungspotentials zu geben.

Dafür wurden an zwei Standorten am Rand und im Zentrum der zentralen Freifläche des Moores je fünf Messflächen mit einer unterschiedlichen Vegetations-bedeckung und Position im Mikrorelief eingerichtet. Dominierende Vegetation ist *Eriophorum vaginatum* und *Calluna vulgaris*. In den Schlenken des randlichen Standorts ist *Sphagnum fallax* anzutreffen. Methan (CH_4)- und Lachgas (N_2O)-Flussraten wurden mit geschlossenen Kammern in einem 14-Tage-Rhythmus gemessen. Parallel dazu wurden der Wasserstand sowie Lufttemperatur und rel. Luftfeuchtigkeit in 5cm ü. GOF erfasst. In der statistischen Auswertung wurde eine Korrelation der Emissionen mit den erhobenen Parametern nach Spearman und eine lineare Regression durchgeführt. Sowohl im Zentrum wie am Rand der Freifläche emittieren die Schlenken und die mit *E. vaginatum* bewachsenen Bulten am meisten. Die Emissionsraten am Rand liegen für die mit Sphagnen bewachsenen Schlenken im Mittel zwischen $0,4$ und $1,8 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ und für die mit *E. vaginatum* bewachsene Bulte bei $0,9 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Im Zentrum liegen die Emissionsraten der Schlenken, die vegetationslos bzw. ebenfalls mit *E. vaginatum* bewachsen sind, zwischen $0,4$ und $4,2 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Die mit *E. vaginatum* bewachsene

¹Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie, Universität Göttingen, Goldschmidstr. 5, 37077 Göttingen

Bulte emittiert $1,4 \text{ mg CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Dieser starke Einfluss der Vegetation auf die CH_4 -Emission lässt sich im Fall von *E. vaginatum* durch den aerenchymen Transport des Gases und die Bereitstellung leicht zersetzbarer Wurzelexsudate erklären.

Im Gegensatz zu den CH_4 -Emissionen sind die N_2O -Emissionen am Rand höher und regelmässiger als im Zentrum. Im Mittel liegen die Emissionsraten aller Messflächen bei $121 \text{ } \mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Im saisonalen Verlauf nimmt die Emission der mit *E. vaginatum* bewachsenen Bulte linear ab. Offenbar konkurriert die Pflanze mit den denitrifizierenden Bakterien erfolgreich um Nitrat. Die Unterschiede zwischen den beiden Standorten werden mit unterschiedlichen Wassergehalten des Torfes erklärt: Der Zersetzungsgrad des Torfes im Zentrum ist höher als der am Rand. Damit ist die Feldkapazität höher und das Nitrat kann vollständig zu elementarem Stickstoff (N_2) denitrifiziert werden. Der niedrigere Wassergehalt des Torfes am Rand begünstigt eine unvollständige Denitrifikation. Maximale Emissionsraten werden kurz nach oder während Niederschlagsereignissen aufgezeichnet, wenn sich der Porenraum kurzfristig mit Wasser füllt und dort anaerobe Bedingungen herrschen.

Für die Renaturierungsbemühungen heisst dies, dass das Erreichen ursprünglich oligotropher Verhältnisse angesichts des N-Haushalts bezweifelt werden muss. Die im Oktober 2004 durchgeführten Wiedervernässungsmaßnahmen werden in Zukunft den N-Umsatz zwar verlangsamen und eine Ausbreitung von *E. vaginatum* kann zu einer weiteren Immobilisierung führen. Es erscheint

trotzdem sinnvoll eine Torfbildung unter mesotrophen Bedingungen anzustreben. Die geringen CH_4 -Emissionen lassen darauf schließen, dass aerobe Zersetzung dominierend ist und sich noch keine positive Stoffbilanz wieder eingestellt hat. Dafür ist nach dem erfolgreichen Anstiegs des mooreigenen Wasserstandes die Ausbreitung von Sphagnumarten wie *S. magellanicum* in Schlenken und die der typischen vaskulären Vegetation auf Bulten für eine wieder einsetzende Torfbildung entscheidend.

Kohlenstoffvorräte in Böden und Biomasse der Landwirtschaftsfläche Deutschlands sowie deren Veränderung infolge von Landnutzung und Landnutzungsänderung

Das deutsche Kohlenstoffinventar LULUCF 2006

A. Gensior, O. Heinemeyer*

1 Einleitung, Hintergrund

Als Unterzeichnerstaat mehrerer internationaler Vereinbarungen zum Klimaschutz (UNFCCC, Kyotoprotokoll (Folgevereinbarungen), EU-Beschluss 280/2004/EG) hat sich Deutschland verpflichtet jährlich nationale Emissionsinventare zu Treibhausgasen, die nicht unter das Montrealer Protokoll fallen, zu erstellen, periodisch auf den neuesten Stand zu bringen, zu veröffentlichen und der Vertragsstaatenkonferenz verfügbar zu machen. Die Umsetzungsrichtlinien hierfür wurden vom Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) entwickelt und veröffentlicht (IPCC 1996, 2003).

Im Sektor LULUCF muß hauptsächlich über die Emissionen bzw. die Festlegung von CO₂, aber auch über N₂O, CH₄, NO_x und CO berichtet werden, die anthropogen durch Landnutzung, Landnutzungsänderung und forstwirtschaftliche Aktivitäten verursacht werden (IPCC 1996), in den Pools Boden, ober- und unterirdische Biomasse sowie Totholz und Streu in den Kategorien Forestland, Cropland, Grassland, Wetlands, Settlements und Other Land.

2 Methodik

Durch diese Vorgaben ist der Aufbau des deutschen Berichtssystems LULUCF weitgehend vorstrukturiert. Konkret werden für ein Bezugsdatum und in der Folge auf jährlicher Basis die Landwirtschaftsflächen Deutschlands, deren Nutzungs- (z.B. Acker, Grünland usw.) und Bewirtschaftungsformen festgestellt. Durch die räumliche Zuordnung naturkundlicher Parameter (z.B. Boden, Biomasse usw.) zu diesen Flächen können die Kohlen- und Stickstoffvorräte in den Böden und der Biomasse derselben sowie deren Veränderung infolge von Nutzungs- bzw. Bewirtschaftungsänderung durch Korrektur der Werte des Vorjahres mittels eines nutzungsspezifischen Emissionsfaktors oder mathematischen Modells abgeschätzt werden.

Im Rahmen des Bilanzierungsansatzes können durch die Ermittlung dieser absoluten Vorratsunterschiede von Jahr zu Jahr die Beträge der Freisetzung bzw. Festlegung quantifiziert, somit die Quelle bzw. Senke ausgewiesen werden. Diese, sowie die gesamte Methodik, fließen dann in die Berichterstattung und zuzüglich der Ausgangsdaten in die Dokumentation bzw. das Archiv. Dieses Berichtssystem ist Teil des Nationalen Systems Emissionen (NaSE), welches vom UBA entwickelt wurde. In diesem wird die gesamte Klimaberichterstattung koordiniert.

Die Landnutzungsänderung wurde anhand aggregierter Datensätze der Officialstatistik (Flächenerhebung und Bodennutzungshaupterhebung) und mittels eines von uns entwickelten Algorithmus zur Feststellung der Richtung der Nutzungsänderung ermittelt, da diese aus den

saldierten Daten der Statistiken nicht hervorgeht. Dieser Algorithmus, basierend auf Grundannahmen sowie gesetzlichen und wirtschaftstechnischen Erwägungen, wurde in einem Programm umgesetzt, damit jeder Durchlauf nach gleichen Regeln und transparent nachvollzogen werden kann. Auf diesem Wege wurden Landnutzungsänderungsmatrizes für jeden Landkreis berechnet (UBA 2005).

Tab.1 Landnutzungsänderungsmatrix für Deutschland (Flächenangaben in ha)

Pool (Zust.)	ACE	GRN	DAU	REB	BRA	Pool	L. (ha)
ACE		9707	1209		11381	21791	44088 (9,20%)
GRN	22930		191		2594	21159	46874 (9,63%)
DAU	662	292			629	794	2506
REB					721		721
BRA	2247	668	1421	113		10681	13294
Pool	20220	1118	18		698		26724
L. (ha)	27879 (58,4%)	11805 (24,6%)	2887 (0,6%)	189 (0,0%)	14632 (30,7%)	94323	
Δ (ha)	-16207	-12068	383	-343	778		

Die Zuordnung von Bodentypen zu Nutzungsform und Kreis erfolgte durch Überlagerung von Bodenkarte (BÜK 1000, BGR 1997), Karte der Landbedeckung (CORINE) und der Verwaltungsgrenzen. So konnte anhand der Legende der Bodenkarte für jeden Bodentyp in Abhängigkeit von der Nutzung der Kohlen- bzw. Stickstoffvorrat abgeschätzt werden. Aus diesen wurden dann auf Kreisebene gewichtete Mittel errechnet, die die Grundlage für alle weiteren Berechnungen bildeten.

Die Veränderung der Kohlen- bzw. Stickstoffvorräte infolge von Landnutzungsänderung wurden mittels Emissionsfaktoren ermittelt. Diese wurden aus der Literatur abgeleitet, indem die Beziehung zwischen prozentualem jährlichem Kohlenstoffverlust/-gewinn, der Versuchsdauer und dem Ausgangsvorrat ermittelt wurde (UBA 2005).

Tab. 2 Faktoren zur Korrektur von Kohlenstoffvorräten in Abhängigkeit von der Landnutzungsänderung

Mineralböden:	
Acker zu Grün/Wald/Brache/Dauerkultur	1,156
Grün/Wald/Brache/Dauerkultur zu Acker	0,696
Rebland zu Brache	1,078
Brache zu Rebland	0,848
Organische Böden	
Ackernutzung	11 t/ha
Grünland	5 t/ha

Die Veränderungen der C- und N-Vorräte wurden nach folgender Formel bestimmt:

$$\Delta C = C_f - C_i = A * EF * C_{gew.} - A * C_{gew.}$$

- Δ C: Veränderung des Kohlenstoffvorrates infolge Nutzungsänderung in t/Kreis*Beobachtungszeitraum
- C_f: Finaler Bodenkohlenstoffvorrat in t
- C_i: Initialer Bodenkohlenstoffvorrat in t
- A: Fläche der Nutzungsänderung in ha
- EF: Dimensionsloser Emissionsfaktor
- C_{gew.}: Gewichteter kreis- und nutzungsspezifischer Kohlenstoffvorrat in t/ha

Die N₂O-Verluste infolge von Konversion hin zu Ackerland wurden nach dem Defaultverfahren der IPCC abgeschätzt (IPCC 2004).

Die CO₂-Emissionen aus der Kalkung landwirtschaftlicher Flächen wurden aus den Absatzzahlen der Kalkindustrie abgeschätzt, unter der Annahme, dass die Menge an Kalk, die im Laufe eines Wirtschaftsjahres in Deutschland gekauft wird, auch in demselben in Deutschland ausgebracht wird (UBA 2005).

Die Veränderungen im Kohlenstoffvorrat der Biomasse wurden analog denen im Boden abgeschätzt. Kreis- u. pflanzenspezifischer Biomassekohlenstoffvorräte wurden anhand der Anbauflächen, Ernteerträgen, pflanzenspezifischen Wassergehalten sowie pflanzenspezifischen

Faktoren u. dimensionierten Größenangaben für Blatt, Kraut und Stroh sowie dem mittlerem C-Gehalt von Biomasse errechnet. Sie betragen 4,22 – 9,47 t C/ha für die oberirdische Biomasse (UBA 2005).

$$\Delta C_{\text{Bio}} = C_{\text{Bio}f} - C_{\text{Bio}i} = A * EF_{\text{final}} - A * EF_{\text{initial}}$$

- Δ C_{Bio}: Veränderung des Kohlenstoffvorrates in der Biomasse in t/Kreis*Beobachtungszeitraum
- C_{Bio}f: Finaler Kohlenstoffvorrat der Biomasse in t
- C_{Bio}i: Initialer Kohlenstoffvorrat der Biomasse in t
- A: Fläche der Nutzungsänderung in ha
- EF_{final}: Kreis- u. Pflanzenspezifischer Biomassekohlenstoffvorrat in t/ha (nach Nutzungsänderung)
- EF_{initial}: Kreis- u. Pflanzenspezifischer Biomassekohlenstoffvorrat in t/ha (vor Nutzungsänderung)

3 Ergebnisse

Tab.2 Emissionsinventar der land- und Forstwirtschaftsfläche Deutschlands

2004	ACKzuACK	LANDzuACK	GRNzuGRN	LANDzuGRN	Wald	Wetland	sonstige	Other
Gg CO ₂ -Äquivalente								
Mineralische Böden	-1	3.225	n.o.	-998	n.e.			
Organische Böden	20.264	n.o.	16.670	n.o.	n.e.			
N ₂ O	n.o.	422			n.d.			
Kalkung	1.554				n.d.			
Biomasse	146	-182		926	n.d.			
Feldgehölze, Hecken	n.e.	n.e.	n.e.	n.e.				
Σ	21.963	3.465	16.670	-72	-77.538	n.e.	n.e.	n.e.
Σ Land- und Forstwirtschaft	-35.512					n.e.	n.e.	n.e.

n.e.: not estimatet

n.o.: not occurring

n.d.: nicht dargestellt

3 Fazit

Das Emissionsinventar LULUCF 2006 ist unvollständig, fachlich unzureichend und stark fehlerbehaftet. Die Ursachen hierfür liegen wesentlich im Fehlen der rechtlichen, verwaltungstechnischen, monetären, personellen und sachlichen sowie auch wissenschaftlichen Voraussetzungen für die Klimaberichterstattung (LULUCF). Die Probleme sind erkannt und deren Beseitigung in Arbeit. So sollte die Klärung der Rechtsproblematik, die Zuordnung der Aufgabenverteilung und Kompetenzen, sowie die nachhaltige Regelung der Bereitstellung erforderlicher Ressourcen zum einen die Datenflüsse sichern, zum anderen die Berichtersteller in die Lage versetzen, ihre zu diesem Zwecke entwickelten fortschrittlichen und fehlerminimierten Methoden, die den hohen Anforderungen an die Klimaberichterstattung gerecht werden, anzuwenden.

4 Literatur

- BGR, 1997: Bodenübersichtskarte BÜK 1000 im Maßstab 1 : 1.000.000, Herausgeber Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover
- IPCC (1996): IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 1 -3 , 1996
- IPCC (2003): INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE: Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry. vi + 307 S.
- UBA (2005): Deutsches Treibhausgasinventar 2003; Nationaler Inventarbericht 2005. Umweltbundesamt

* FAL, Institut für Agrarökologie
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Quellen der Bodenatmung an der alpinen Waldgrenze – ein ^{13}C -Tracerversuch

Frank Hagedorn*, Tanya I. Handa**, Stephan Hättenschwiler**

Einleitung

Die Bodenatmung ist einer der quantitativ bedeutendsten Verlustpfade von C aus Ökosystemen. In Waldökosystemen gehen durch sie 70% des gesamten CO_2 -Efluxes wieder zurück an die Atmosphäre. Die Bodenatmung setzt sich aus der Wurzelatmung, der autotrophen Atmung lebender Wurzeln und ihrer assoziierten Mikroorganismen, sowie der heterotrophen Atmung von Zersetzern zusammen. Gemäss einer Literaturstudie von Hanson et al. (2000) liegt der Anteil der Wurzelatmung zwischen 20 und 80%. Diese grosse Spannbreite und die damit verbundene Unsicherheit erschwert die Interpretation gemessener Bodenatmungsraten, die Ermittlung von Umsetzungsraten des durch Pflanzen aufgenommenen CO_2 im gesamten Ökosystem und die Quantifizierung der C-Bilanz der Vegetation. Ziel dieser Studie war es, (1) den Anteil der Wurzeln an der gesamten Bodenatmung für ein Waldgrenzökoton zu quantifizieren und (2) darauf aufbauend eine C-Bilanz für die Vegetationsdecke zu erstellen.

Material und Methoden

Unser experimenteller Ansatz bestand darin, Ökotope an der alpinen Waldgrenze 4 Jahre lang erhöhten CO_2 -Konzentrationen (+200 ppm_v) auszusetzen (Hättenschwiler et al. 2002). Das hinzugegebene CO_2 enthielt im Vergleich zu ‚normaler‘ Luft geringere Anteile des stabilen Isotops ^{13}C , wodurch wir das von den Pflanzen aufgenommene CO_2 über die Wurzeln bis ins wiederveratmete CO_2 verfolgen konnten. Der Versuchsstandort befindet sich auf 2200 m ü.d.M. in der Nähe von Davos, der Bodentyp ist ein podsolierte Ranker mit einem 5-15 cm mächtigem Rohumus, der von der H-Lage dominiert wird. Vor 30 Jahren wurde der Hang für einen Wachstumsversuch an der Waldgrenze aufgeforstet. In unserem Versuch wurden nun je 10 dieser Lärchen und Bergföhren erhöhten CO_2 -Konzentrationen ausgesetzt, die gleiche Anzahl an Bäumen diente als Kontrolle. Genaueres zu dem Versuch findet sich bei Hättenschwiler et al. (2002) und unter <http://pages.unibas.ch/botschoen/07/13/d.shtml>.

In einem alternativen Ansatz zur Bestimmung der pflanzenbürtigen Bodenatmung führten wir einen ‚Clipping‘-Versuch durch, in dem wir die gesamte Vegetation auf Flächen von 5 m² entfernten (n=10). Aus der Differenz zwischen Kontrollfläche (auto- + heterotrophe Atmung) und der geclippten Fläche (heterotrophe Atmung) kann der Anteil der autotrophen Atmung abgeschätzt werden. Um die Erwärmung durch die fehlende Beschattung möglichst gering zu halten, deckten wir die Flächen mit Netzen ab; in 5 cm Tiefe erwärmte sich die Temperatur aber um 1 K verglichen mit der Kontrolle. Die Wassergehalte lagen rund 10% über denjenigen der Kontrollflächen.

Ergebnisse und Diskussion

Unsere Ergebnisse zeigen, dass rezente Assimilate beträchtlich zur Bodenatmung beitragen. Entsprechend der Zugabe von ^{13}C abgereichertem CO_2 erniedrigte sich das $\delta^{13}\text{C}$ annueller C4-Gräser, die als Kontrollpflanzen wuchsen, um 7‰; in rezenten Nadeln war das ^{13}C Signal leicht abgeschwächt (Abb. 1). Ein Jahr nach der Begasung nahm das $\delta^{13}\text{C}$ des aus dem Boden freigesetzten CO_2 um etwa 3‰ ab. In den folgenden Jahren zeigte das $\delta^{13}\text{C}$ in der Bodenluft keine weitere Abnahme. Bezieht man die ^{13}C -Veränderung auf

*Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), CH-8903 Birmensdorf hagedorn@wsl.ch

**Botanisches Institut der Universität Basel, CH-4056 Basel

Bezieht man die ^{13}C -Veränderung auf diejenige in den C4-Gräsern ergibt sich ein rund 40%-er Anteil rezenter Photosyntheseprodukte an der Bodenatmung.

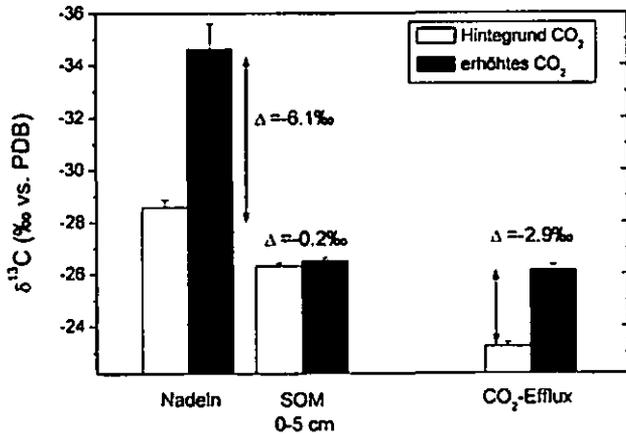


Abb. 1: $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Nadeln der SOM nach 4 Versuchsjahren und de CO_2 Effluxes nach einem Jahr in einem Waldgrenzenökoton. Δ Pflanzen neu = 7%.

Möglicherweise unterschätzt das ^{13}C -Tracing jedoch den Beitrag pflanzenbürtigen C an der Bodenatmung. Zum einen könnte sich die ^{13}C -Markierung in der ‚alten‘ Vegetation mit 40-jährigen Bäumen (>90% der Biomasse) ‚verdünnen‘. Zum anderen könnte veratmetes ‚altes‘ SOM-bürtiges CO_2 von der dichten bodennahen Vegetation aufgenommen und über die Wurzeln wieder veratmet werden.

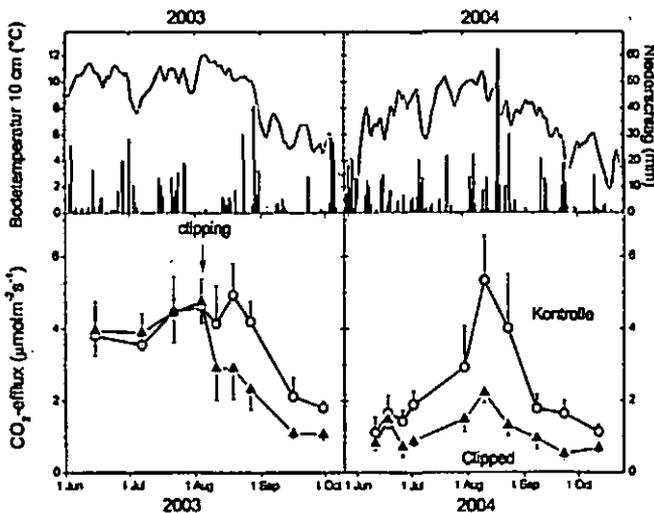


Abb. 2: Reaktion der Bodenatmung auf Entfernen der gesamten Vegetation (= ‚Clipping‘).

Die experimentelle Entfernung der gesamten Vegetation zeigte, dass direkt nach dem ‚Clipping‘ die Bodenatmungsraten um 40% abnehmen, was

einen entsprechend hohen Anteil pflanzenbürtigen C nahe legt. Im zweiten Jahr ergab sich ein deutlicher saisonaler Trend mit niedrigen Anteilen zu Beginn der Vegetationsperiode, die zum Herbst hin auf 60 bis 70% zunahm. Die höheren Anteile der Wurzelatmung beim Clipping-Versuch, bei dem die gesamte Vegetation entfernt wurde, kann als ein Hinweis interpretiert werden, dass auch ‚älterer‘ pflanzenbürtiger C über die Wurzeln veratmet wird. Da das Clipping aber ein massiv störender Eingriff ins Ökosystem ist, muss diese Schlussfolgerung sicherlich noch weiter überprüft werden.

Ein vorläufiges C-Budget des Ökoton ergibt, dass die Pflanzen einen grossen Anteil assimilierten CO_2 über die Wurzelatmung ‚verbrauchen‘. Die Nettoprimärproduktion (Wachstum + Streufall + Wurzelneubildung) beträgt rund $120 \text{ gCm}^{-2}\text{y}^{-1}$. Die über die Wurzel veratmete Menge an pflanzenbürtigem C beläuft sich auf etwa $120\text{-}180 \text{ gCm}^{-2}\text{y}^{-1}$ ($0.4\text{-}0.6 \times 300 \text{ gCm}^{-2}\text{y}^{-1}$). Demnach werden rund die 50-70% des jährlich von den Pflanzen gebundenen CO_2 wieder direkt über die Wurzelatmung abgegeben. Im CO_2 -Versuch des Duke Forests, einer Kiefernauaufforstung im gemässigten Klima, beträgt dieser Anteil nur rund ein Drittel (Hamilton et al., 2002). Dies legt nahe, dass die Vegetation an der alpinen Waldgrenze relativ viel Energie in die Wurzelatmung investieren muss um zu ‚überleben‘.

Schlussfolgerung

1. Die Bodenatmung ist eng mit dem oberirdischen C-Kreislauf verknüpft.
2. Der Anteil der pflanzenbürtigen Atmung an der Bodenatmung beläuft sich auf 40-60%.
3. Rund 50 bis 70% des von der Vegetation pro Jahr assimilierten CO_2 wird über die Wurzeln wieder veratmet.

Literatur

Hättenschwiler S, Handa T, Egli L, Asshoff R, Ammann W, and Kömer C (2002): Atmospheric CO_2 enrichment of alpine treeline conifers. *New Phytologist* 156, 363-375.
 Hamilton JG, DeLucia EH, George K, Naidu SL, Finzi AC, Schlesinger WH (2002): Forest carbon balance under elevated CO_2 . *Oecologia* 131: 250-260.

Bilanzierung der CO₂-Freisetzung aus Böden unter erhöhtem atmosphärischem CO₂-Gehalt (FACE) Verwendung zweier statischer Kammerv Verfahren mit unterschiedlicher räumlich-zeitlicher Auflösung

Katia Heiduk¹, Otto Heinemeyer¹, Andreas Pacholski¹ und Hans Joachim Weigel¹

Einleitung

Die Freisetzung von CO₂ aus Böden stellt im Zusammenhang mit der Untersuchung des Einflusses erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentrationen auf Agrarökosysteme eine wichtige Größe des Bodenkohlenstoffhaushaltes dar.

Im Rahmen des FACE (free air carbon dioxide enrichment) Projektes in Braunschweig wurde die CO₂-Freisetzung aus dem Boden in der Vegetationsperiode 2004 (Zuckerrübe) untersucht. Um zeitliche und räumliche Variationen innerhalb des Versuches zu berücksichtigen, wurden zwei unterschiedliche Messverfahren kombiniert. Ziel der Messungen war die Ermittlung einer Gesamtbilanz kumulierter CO₂-Austräge aus dem Boden in Abhängigkeit von der atmosphärischen CO₂-Konzentration im Methodenvergleich.

Methoden

Von vier experimentellen Ringen (Ø 20 m) werden zwei Kontrollringe mit einer Konzentration von 370 ppm und zwei FACE-Ringe mit einer Konzentration von 550 ppm begast.

Des Weiteren gibt es zwei Stickstoff-behandlungen, in einer Ringhälfte konventionelle N Düngung und in der anderen 50 % davon.

Das Verfahren A bestimmte die CO₂-Freisetzung aus dem Boden mit einem System aus eigenem Aufbau (System A, automatisierte "closed soil cover" Boxen) kontinuierlich von Juni bis September 2004 alle drei Stunden. Die Messungen erfolgten in zwei Ringen (zwei CO₂-, eine N- Variante, n = 3).

Das Verfahren B bestimmte die CO₂-Freisetzung mit einem Photosynthese-Messgerät mit Bodenkammer vom Typ LICOR 6400-09 (System B) diskontinuierlich an 9 Terminen in allen Varianten. Die Messungen erfolgten in unmittelbarer Nähe der Messkammern des Systems A (n = 6).

Ergebnisse und Diskussion

Die CO₂-Freisetzung aus dem Boden zeigte bei beiden Verfahren einen saisonalen Verlauf mit Maxima in der Hauptwachstumszeit (Abb. 1).

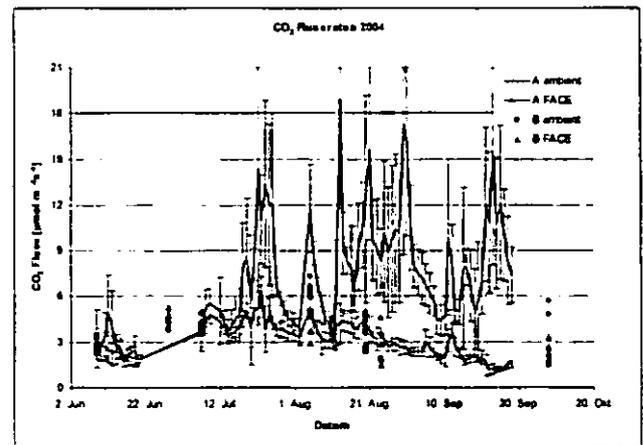


Abbildung 1: CO₂-Efflux, Vergleich System A und B (zwei CO₂-Varianten und eine N Variante)

Entgegen den Erwartungen wiesen die Messungen im Kontrollring (ambient) höhere Werte auf. Während der Wachstumsperiode wurde diese Differenz für A noch größer.

Beide Verfahren zeigten gut übereinstimmende CO₂-Freisetzungsraten im Rahmen der räumlichen Variabilität (Abb. 2). Zunächst lieferten die Messungen mit B etwas höhere

¹ Institut für Agrarökologie,
Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft,
Bundesallee 50, 38116 Braunschweig
E-Mail: katia.heiduk@fal.de

Flussraten als mit A, später umgekehrt, diese Differenz wurde im Saisonverlauf größer.

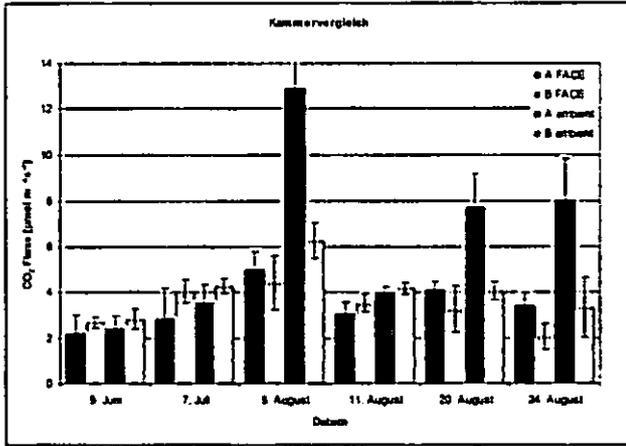


Abbildung 2: Gleichzeitig mit System A und B gemessener CO₂-Efflux (zwei CO₂-, eine N-Variante)

Verfahren A zeigte im Kontrollring eine extreme Dynamik (Abb. 1 und 2), die auf Kammereffekte (z. B. lange Standzeiten am selben Ort) oder auf hot spots (Organismen, Textur) zurückzuführen sein kann.

Die diskontinuierliche Messung B erlaubte es, räumliche Variabilität zu erfassen, hot spots zu lokalisieren und eventuell auszugleichen. Messungen in verschiedenen Varianten und Wiederholungen waren mit dem Verfahren B leichter durchzuführen.

Die kontinuierliche Messung (A) zeigt, dass saisonale Schwankungen die Schwankungen im Tagesgang überdecken (Abb. 3). Nachts lag die CO₂-Freisetzung weniger als 10 % unter den Tageswerten.

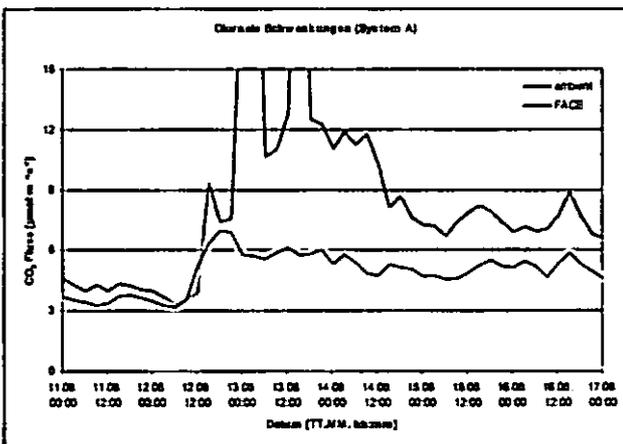


Abbildung 3: Tagesgänge des CO₂-Efflux (A)

Die diskontinuierliche Messung (B) ergab höhere Werte für die CO₂-Abgabe unter FACE (Tab. 1).

Grund dafür kann das nicht Erfassen von Extremereignissen sein.

Tabelle 1: Gesamtbilanz der CO₂-Messung 2004

Gesamtbilanz der kumulierten CO ₂ -Freisetzung vom 09.08.-24.08.04 (t C ha ⁻¹)		
	A	B
FACE	2,93	3,32
ambient	5,41	3,47

Die große Diskrepanz im Kontrollring zwischen Verfahren A und B bedarf weiterer Untersuchungen.

Zusammenfassung

Die Verfahren A und B lieferten vergleichbare Ergebnisse, wobei zur zweiten Versuchshälfte Diskrepanzen auftraten, welche unter ambienten Bedingungen für die Messung A besonders auffällig waren. Die Ursachen dafür sind bislang noch nicht geklärt. Ein Problem der kontinuierlichen Messungen (A) ist die geringe räumliche Auflösung, dafür bieten sie aber die Möglichkeit, Extremereignisse (z. B. nach starkem Regen) zu erfassen. Die diskontinuierlichen Messungen (B) lieferten trotz weniger zeitlicher Stützstellen hinreichende Resultate für die Gesamtbilanz kumulierter CO₂-Austräge aus dem Boden.

Methoden zur Bilanzierung der CO₂-Freisetzung aus Böden unter Berücksichtigung zeitlicher und räumlicher Variabilität der Messgröße

Vergleich zweier statischer Kammervorgahren unterschiedlicher Auslegung

Otto Heinemeyer¹⁾, Katia Heiduk¹⁾, Andreas Pacholski¹⁾

Einleitung

Die Freisetzung von CO₂ aus Böden korrekt zu quantifizieren, ist messtechnisch problematisch. Bei Untersuchungen zur Dynamik des C-Vorrats in Böden ist die Messgröße eine unverzichtbare Komponente, da sie den mengenmäßig wichtigsten Rückfluss von C an die Atmosphäre beschreibt. Die zeitliche und räumliche Heterogenität der Messgröße ist das wesentliche Hindernis bei der Messung. In der Regel erfassen die Messverfahren nur Flüsse aus extrem kleinen Arealen. Dies erfordert eine hohe Anzahl von Beobachtungsflächen, um den durch Messungen bestimmten Wert dem wahren Wert der Bezugsfläche anzunähern. Da die Messgröße zeitlich variiert, sind häufige Messungen erforderlich.

Zum Einsatz im Braunschweiger FACE Versuch (Weigel u. Dämmgen 2000) haben wir ein System (A) zur Erfassung der zeitlichen Variabilität selbst entwickelt, und zur Erfassung der räumlichen Variabilität auf ein kommerzielles System (B) zurückgegriffen.

Hier wird System A detailliert vorgestellt und über Ergebnisse der Untersuchungen zur Sicherstellung der Richtigkeit der Messungen berichtet.

Material und Methoden

Messprinzip beider Systeme ist das statische Kammervorgahren mit CO₂ Messung durch Infrarotgasanalysator (IRGA). System A besteht aus 12 stationären, automatisch sich öffnenden und schließenden, wasserdichteten Aufangkästen (Abb. 1), die über Schlauchleitungen, Membranpumpen (WISA 110) und ein Ventilmanifold (Bürkert 121) mit einem zentralen IRGA (ADC 2250) in einem Messwagen verbunden sind

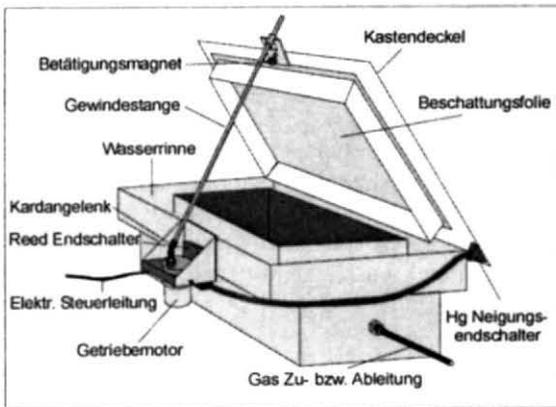


Abb. 1: Automatische CO₂ Messkammer des Verfahrens A (Material: Edelstahl, Deckel Acrylglas; Abmessungen: LHB = 400 x 300 x 180 mm).

Die räumliche Anordnung der Komponenten zeigt Abb. 2. Eine Erläuterung zum Aufbau und zur Arbeitsweise der FACE Installation findet sich bei Heinemeyer et al. (2000).

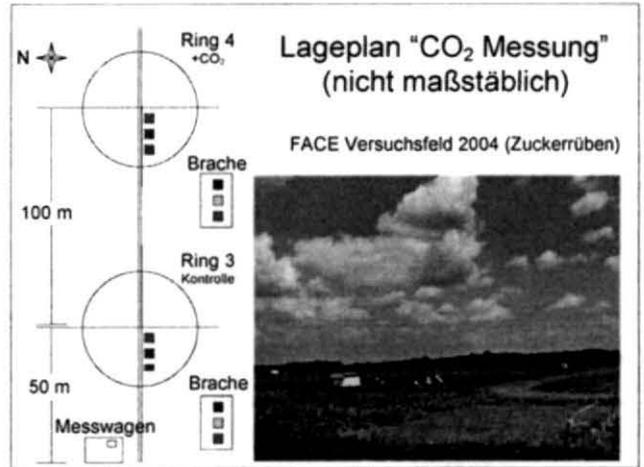


Abb. 2: Lage der CO₂ Messkammern [■] des Systems A im Braunschweiger FACE Versuchsfeld

System B ist das kommerziell erhältliche System LICOR 6400 09 (Abb. 3).

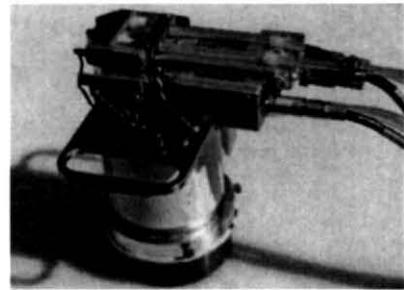


Abb. 3: Die Messkammer des kommerziellen Systems B (LICOR 6400 09)

Die Unterschiede in den Messverfahren zeigt Tabelle 1.

Tab. 1: Verfahrensunterschiede bei der Bestimmung der CO₂-Abgabe aus Böden mit zwei Messsystemen

System A (Eigener Aufbau)	
Ablauf:	1 Anreicherung (30 Min., ambient bis Endgehalt)
Kammer:	kubisch (l 400mm, b 300mm, h 180 mm)
IRGA Position:	abgesetzt über 150-300m Schlauch (Ø 4mm)
Ergebnis:	Rate linearer Konz.-änderung (Min. 7-29)
Messfrequenz:	12 Positionen alle 3 h
Messbetrieb:	Automatisch, via Software und Interface
System B (LICOR 6400-09)	
Ablauf:	5 Zyklen (ambient -20 bis ambient +20ppm)
Kammer:	zylindrisch (Ø 100mm, h 140mm)
IRGA Position:	direkt auf Kammer
Ergebnis:	Mittelwert der Raten aus 5 Zyklen
Messfrequenz:	72 Positionen 2 x pro Monat
Messbetrieb:	manuell

Ergebnisse

Beim Messablauf im Verfahren A beeinflussen Transportgeschwindigkeit, Leitungsvolumen und Abgaberate die am IRGA beobachteten CO₂ Konzentrationen im System. Mit einem einfachen mathematischen Modell wurde daher

¹⁾ Institut für Agrarökologie, Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

der Einfluss dieser Größen untersucht, um die optimale Strömungsgeschwindigkeit zu finden und die Richtigkeit der Ratenbestimmung sicherzustellen. Das Modell unterscheidet als Poolgrößen die CO₂-Mengen in Messkammer, abführender Schlauchleitung, IRGA-Messzelle und rückführender Schlauchleitung. Berechnungen aller Poolgrößen werden mit einem Zeitschritt von 1 Sekunde durchgeführt und dabei eine vollständige Durchmischung ein- und aus-tretender CO₂ Mengen in der Messkammer unterstellt.

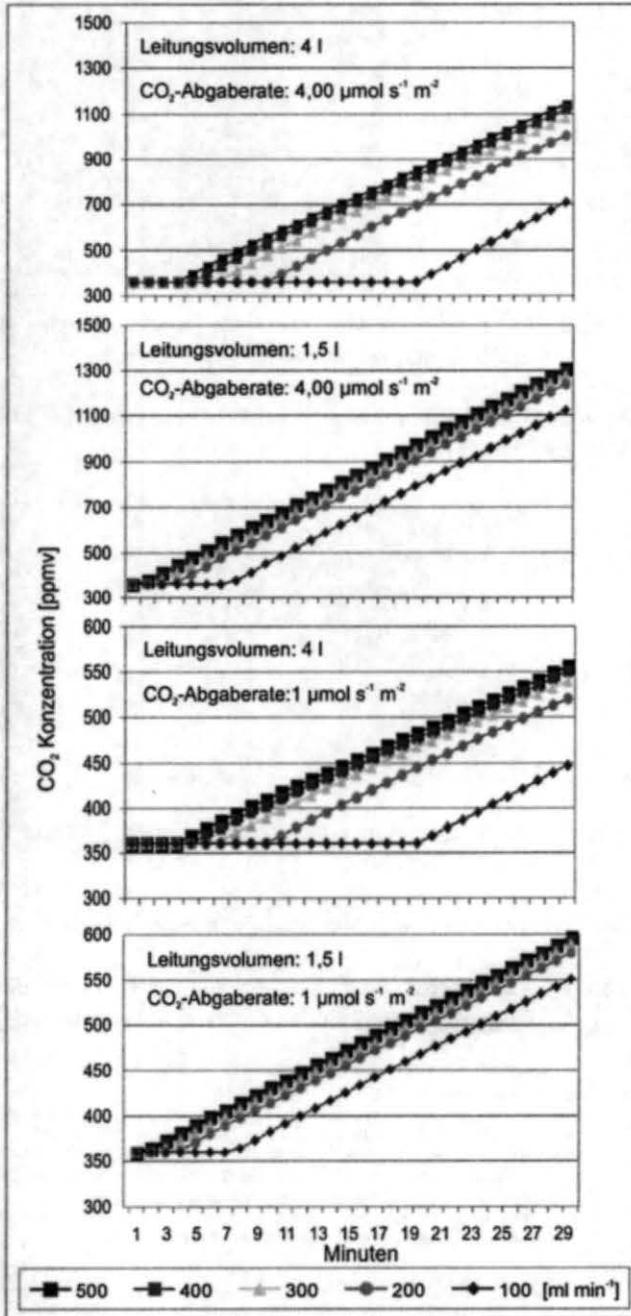


Abb. 4 Einfluss von Transportströmung, Leitungsvolumen und CO₂ Abgaberate auf den Signalverlauf am IRGA (System A)

Wie in Abb. 4 gezeigt, kommt es bei Strömungsraten unterhalb von 400 ml min⁻¹ in den untersuchten Varianten, die den Leitungslängen und zu erwartenden Raten entsprechen, zu Signalverzögerungen und Verfälschungen (veränderte Steigung). Daher wurde für den Messbetrieb eine Strömung von > 450 ml min⁻¹ gewählt und nur die Daten von Minute 7-29 von 30 Minuten der Verschlusszeit des Messkastens zur Ratenberechnung verwendet. Zur Über-

prüfung, ob beide Systeme korrekt messen, wurde mit System B direkt im Auffangkasten des Systems A gemessen.

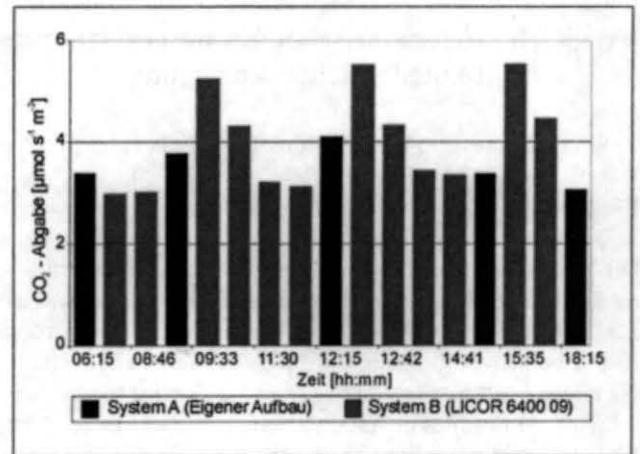


Abb. 5 Direkte Vergleichsmessung der beiden verwendeten Messsysteme

Die Ergebnisse (Abb. 5) zeigen, dass System B unmittelbar nach einer Messung von System A erhöhte Raten bestimmt. Dies ist eine vorübergehende Folge, der Anreicherung von CO₂ über dem Boden durch System A, die bis zu 2000 ppmv betragen kann. Ansonsten liegen die Messungen mit System B unter, oder gleich mit denen von System A.

Schlussfolgerungen

Bei Wahl geeigneter Betriebsparameter ermöglicht das selbst entwickelte System A an 12 bis zu maximal 300m auseinander liegenden Messorten die CO₂-Abgabe des Bodens mit einer zeitlichen Auflösung von 8 Messungen pro Tag und Messstelle automatisch und korrekt zu messen. Damit ist die zeitliche Variabilität der CO₂-Abgabe des Bodens sehr gut verfolgbar. Hinsichtlich der räumlichen Variabilität der Messgröße in einem Feldversuch ist es durch seinen zwingend ortsfesten Einsatz begrenzt. Das kommerzielle System B ist mobil und an nahezu beliebigen Orten eines Feldversuchs einsetzbar. Dadurch kann räumliche Variabilität gut untersucht werden. Bedingt durch die Notwendigkeit des manuellen Betriebes ist sein Einsatz in der Regel auf die üblichen Arbeitszeiten begrenzt und somit wenig geeignet die zeitliche Variabilität der CO₂-Abgabe des Bodens in einem mehrgliedrigen Feldversuch zu verfolgen.

Grundsätzlich besteht bei beiden statischen Kammervorfahren das Risiko einer Rückwirkung des Messvorgangs (Anreicherung) auf die Messgröße (Flussrate). System B begegnet dem durch seine Betriebsweise, System A vermeidet dies durch ausreichenden zeitlichen Abstand (3h) zwischen aufeinander folgenden Messungen.

Literatur

Heinemeyer, O., Fruehauf, C., Weigel, H.-J u. Martens R. (2001) Reaktion der mikrobiellen Biomassegehalte eines Ackerbodens auf eine Erhöhung der atmosphärischen CO₂-Konzentration im Rahmen des Braunschweiger Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE) Experimentes. Mitteilungen der DBG 95:51-54
 Weigel, H.-J, Dämmgen, U. (2000) The Braunschweig Carbon Project: Atmospheric Flux Monitoring and Free Air Carbon Dioxide Enrichment (FACE). Journal of Applied Botany – Angew. Botanik 74:55-66

Einfluss von Bodenfeuchte und Einsatz eines Ureaseinhibitors auf die Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung

Herbst, F., Merbach, W., Gans, W.¹

Problemstellung

Bei einer Harnstoffdüngung kann es zu einer Ammoniakverflüchtigung kommen. Dazu wird oftmals die Meinung vertreten, dass diese bei Trockenheit besonders hoch ist. Im Rahmen der Prüfung von Ureaseinhibitoren in Verbindung mit der Harnstoffdüngung wurde auch der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Ammoniakverflüchtigung untersucht.

Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten unter Laborbedingungen bei ca. 20 °C mit einem lehmigen Sandboden (pH-Wert 5,8). Die N-Düngung betrug äquivalent 150 kg N/ha (96 mg N/Gefäß) ohne und mit Zusatz eines Ureaseinhibitors und erfolgte in flüssiger Form ohne Einarbeitung. Die Bodenfeuchte wurde durch die Wasserzugabe im Abstand von 2, 4 bzw. 8 Tagen (Boden nass, feucht bzw. trocken) variiert. Die Versuchsdauer betrug 27 Tage, wobei täglich eine Messung des freigesetzten Ammoniaks erfolgte. Dieses wurde in einem offenen System mittels Umluft und Waschflaschen mit Borsäure erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Eine Ammoniakverflüchtigung setzte in dem geprüften Boden auch ohne Einsatz eines Ureaseinhibitors erst 5 Tage nach der Düngung ein (Abb.1). Sie war in allen Prüfvarianten nach 27 Tagen noch nicht abgeschlossen. Durch den Einsatz eines Ureaseinhibitors wurde das Auftreten der Ammoniakverflüchtigung zeitlich verzögert und vor allem in ihrem Umfang deutlich gesenkt (auf ca. 25 %).

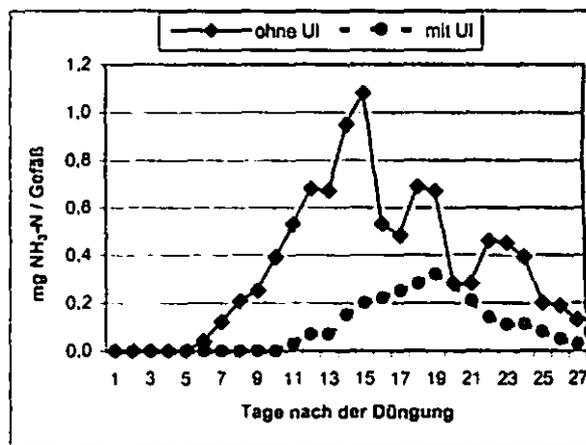


Abb.1: Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung ohne und mit Ureaseinhibitor (UI) im feuchten Boden (Abstand der Wasserzugabe 4 Tage)

Das Wasserregime der Varianten war auf eine über mehrere Tage reichende Austrocknung (Boden trocken), eine über 1-2 Tage reichende Austrocknung (Boden feucht) und auf keine Austrocknung (Boden nass) der Bodenoberfläche ausgerichtet. Mit diesem unterschiedlichem Wasserregime war eine sehr differenzierte Ammoniakfreisetzung verbunden. (Abb.2). Je länger und stärker die Austrocknung der Bodenoberfläche anhielt, um so später setzte eine Ammoniakverflüchtigung ein. Bei Einsatz eines Ureaseinhibitors war dies im nassen Boden nach 10 Tagen, im feuchten Boden nach 11 Tagen und im trockenen Boden nach 14 Tagen der Fall. Auch der weitere Verlauf der Ammoniakverflüchtigung wurde stark vom Wasserregime geprägt.

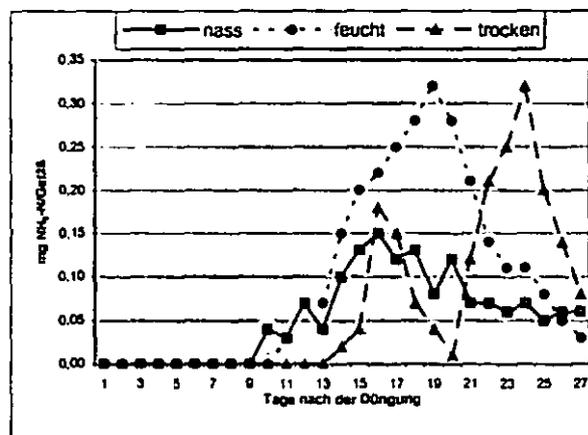


Abb.2: Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung mit Ureaseinhibitor (UI) in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

¹ Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung,
 06108 Halle/S., Adam-Kuckhoff-Str. 17b
 Friedhelm.Herbst@landw.uni-halle.de

Im nassen Boden führte in der Regel jede Wasserzugabe bis zum nächsten Tag zu einer Abnahme der Ammoniakfreisetzung. An dem darauf folgenden Tag war sie jedoch wieder angestiegen (Abb.3). Als Hauptursache für diese Erscheinung kommt die Einwaschung von Harnstoff und Ammoniumionen in den Boden in Betracht.

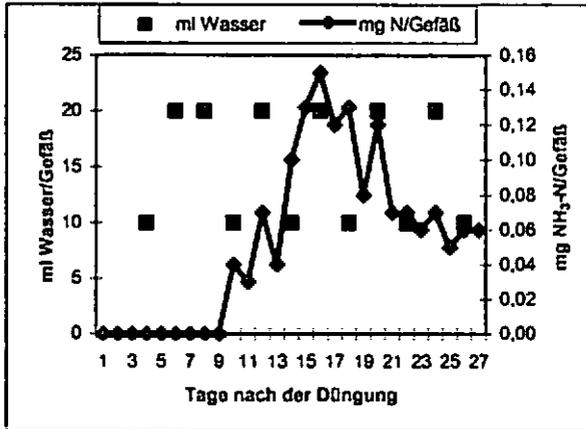


Abb.3: Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung mit Ureaseinhibitor (UI) im nassen Boden (Abstand der Wasserzugabe 2 Tage)

Im trockenen Boden stieg dagegen die Ammoniakfreisetzung nach der 2. und 3. Wasserzugabe deutlich an (nach der 1. Wasserzugabe wurde sie durch den Einsatz des Ureaseinhibitors noch gehemmt). Jeweils 5 Tage nach den Wasserzugaben fiel sie ebenso deutlich wieder ab (Abb.4). Die Ursachen für diese Erscheinungen liegen offensichtlich in der Hemmung und Verzögerung der Harnstoffhydrolyse bei Trockenheit. Die Wasserzugaben aktivierten in diesem Fall die Hydrolyse und auch die Ammoniakverflüchtigung.

Die Höhe des Ammoniakverlustes betrug bei Harnstoffdüngung ohne Ureaseinhibitor und feuchtem Boden für den 27-tägigen Untersuchungszeitraum 10 % der Düngermenge. Mit Einsatz eines Ureaseinhibitors wurde sie bei nassem Boden auf 1,5 %, bei trockenem Boden auf 1,9 % und bei feuchtem Boden auf 2,7 % der Düngermenge senkt (Abb.5).

Die absolute Höhe der Ammoniakverluste kann nur unter Vorbehalt auf Feldbedingungen übertragen werden. Die Versuchsbedingungen waren

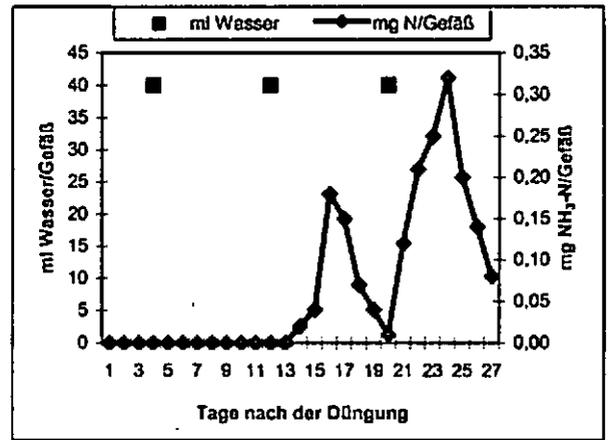


Abb.4: Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung mit Ureaseinhibitor (UI) im trockenen Boden (Abstand der Wasserzugabe 8 Tage)

für das Auftreten einer Ammoniakverflüchtigung relativ günstig, so dass deren Höhe unter Feldbedingungen eher niedriger liegen sollte.

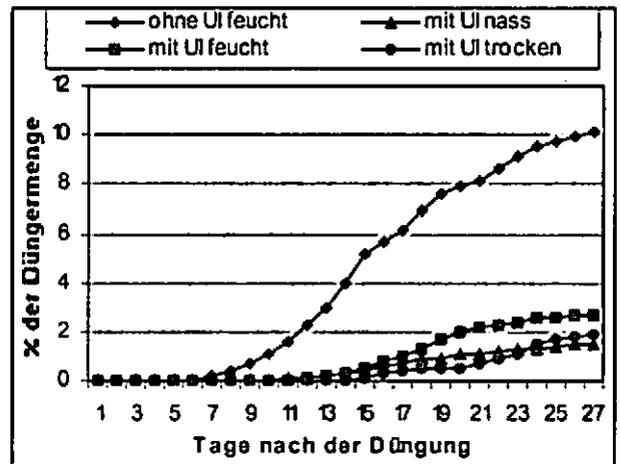


Abb.5: Kumulative Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung ohne und mit Ureaseinhibitor (UI) in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte

Schlussfolgerungen

Eine Ammoniakverflüchtigung nach Harnstoffdüngung erreicht oftmals, insbesondere bei Trockenheit, nicht das Ausmaß, welches allgemein angenommen wird. Trockenheit ist zumindest unter den geprüften Bedingungen nicht als Stimulator, sondern als Inhibitor der Hydrolyse des Harnstoffs und damit auch der Ammoniakverflüchtigung anzusehen. Die Ammoniakfreisetzung kann durch den Einsatz eines Ureaseinhibitors erheblich gesenkt werden.

Dual Temperature Combustion (DTC):

The simultaneous determination of organic and inorganic carbon in soils

Hilke, I. *, Bisutti, I. & M. Rössler

Introduction

The quantification of organic (OC) and inorganic carbon (IC) in soils provides an essential tool for understanding biogeochemical processes. Examples of its potential application are the assessment of the humification degree of soil organic matter, the calculation of carbon fluxes and budgets in terrestrial systems on a regional and global scale and the investigation of the carbon storage potential of soils. The verification of changes in carbon stocks requires both an extensive number of samples as well as precise and reliable analysis.

In environmental laboratories, the soil carbon content is generally determined by means of elemental analyzers which make the measurements fairly easily. However, problems occur if soil samples contain significant amounts of IC besides the OC fraction. Separation techniques such as acidification (to remove IC) or thermal pretreatment of the samples (to remove OC) have to be applied to determine the single components. Two measurements of one sample are necessary, if both parameters - OC and IC - are of interest, e.g. when there are supposed interactions between IC amounts and the capacity to store OC. Another case of two measurements occurs if the parameter in question cannot be determined directly and has to be calculated subsequently by difference. An example for this is the calculation of OC from TC minus IC (if either the commonly-used Scheibler-Method for IC determination or the Loss-On-Ignition Method followed by elemental analysis is applied). In our laboratory, we have developed a fast and reliable method for simultaneous measurement of OC and IC in solid samples. Based on the Loss-On-Ignition Method in combination with elemental analysis, different combustion temperatures are used for the separation of the OC and IC components.

Material and Methods

- The analysis is performed with the elemental analyzer "liquiTOC" (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau) in the solid mode, which allows the automatic determination of the two carbon components produced from one sample measurement.
- The apparatus is equipped with a partitioned oven:
 - the first section is able to increment the temperature from ambient to 925 °C, in the short time range of 160 s,
 - the second section of the oven is filled with a 1% Pt/TiO₂ catalyst and set at 800 °C, which ensures the complete oxidation of either the volatile organic carbon (VOC) or the cracked carbon compounds to CO₂, subsequently measured by infrared detection.

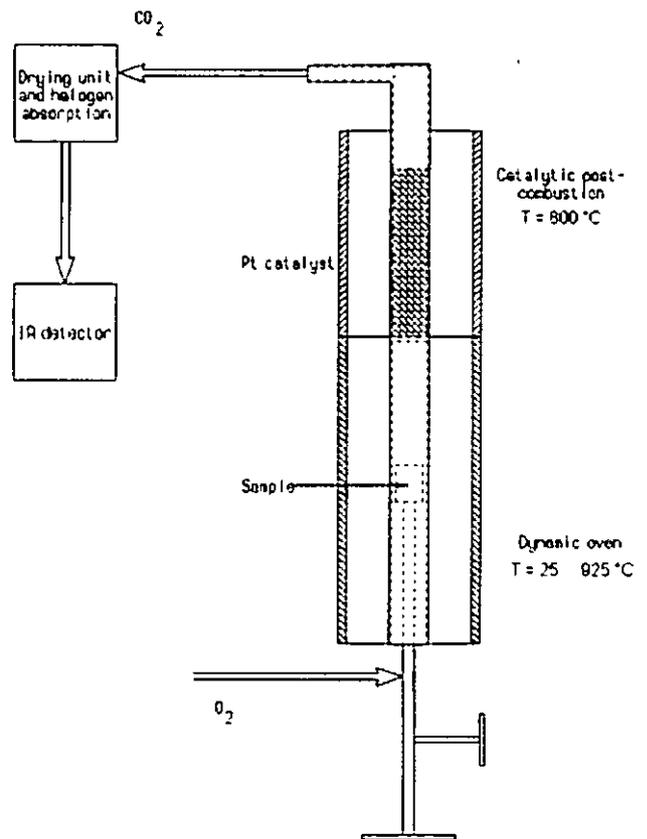


Fig. 1: Schematic diagram of the carbon analyzer liquiTOC, solid version (Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau)

- To analyze the carbon components, about 20 mg of the finely ground sample are weighed into stainless steel crucibles and combusted at the selected temperatures. In case of expected low carbon content (TC < 0.35 %C) a larger sample weight, up to 100 mg, can be used.
- A combustion temperature of 515 °C for OC and 925 °C for IC determination combined with a maximum integration time of 900 s for each fraction resulted in the best fit between measured and target values.

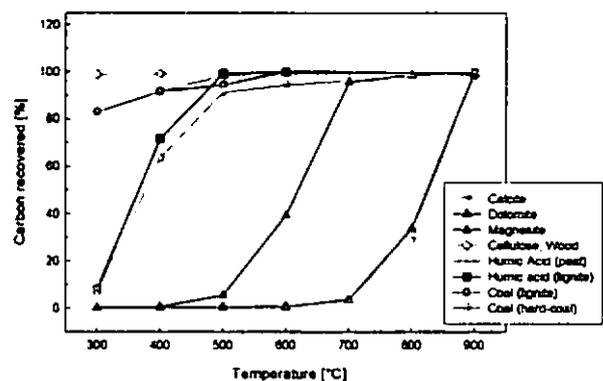


Fig. 2: Combustion and decomposition temperatures of different C materials

- To improve the separation of OC from magnesite, the efficiency of several oxidation agents and catalysts (e.g. WO_3 , V_2O_5 , CuO , $AgMnO_4$, MnO_2 , Ag) was tested.
- 54 synthetic samples representing soil types with different carbon compounds, carbon content (0.25 – 2.50 – 5.00 % OC and 0.10 – 1.00 – 10.00 % IC) and soil matrix as well as 40 samples from soil profiles at 4 study sites were analyzed for OC, IC, TC with the DTC- and the reference methods (DIN method, elemental analysis).
- Mixtures containing magnesite were analyzed after addition of silver foil (DTC-method).
- Linear regression was applied to compare the carbon contents obtained by the DTC-method with the established and the expected concentrations for synthetic and soil samples, respectively.
- Analysis of variance (ANOVA) was used to evaluate whether differences of results were caused by either carbon species, analytical method and / or combustion temperature.
- Coefficients of variance (CV) were used to express the precision.

Results

- Oxidation agents (e.g. WO_3 , V_2O_5 , CuO , $AgMnO_4$, MnO_2) added to the samples activated the combustion of OC at lower temperatures but also promoted the decomposition of the carbonates.
- Addition of silver foil considerably reduced the thermal dissociation of magnesite.
- Synthetic samples: slopes of linear regression were close to 1 for the samples analyzed for OC and IC, indicating significant agreement of the results with the theoretical values.

Tab. 1: Regression models and statistical relationships between measured and established OC and IC concentrations in synthetic samples

Sample composition	Intercept±SE	Slope±SE	R ²
OC			
Magnesite-Cellulose in sand	0.160±0.072 [§]	1.041±0.023 [§]	0.997
Magnesite-Wood in sand	0.148±0.118 [§]	0.929±0.036 [§]	0.990
Calcite-Cellulose in sand	0.011±0.046 [§]	1.053±0.015 [§]	0.999
Calcite-Wood in sand	-0.083±0.098 [§]	1.066±0.030 [§]	0.995
Calcite-Cellulose in SB	0.005±0.046 [§]	1.031±0.015 [§]	0.999
Calcite-Wood in SB	-0.109±0.150 [§]	1.127±0.046 [§]	0.989
IC			
Magnesite-Cellulose in sand	0.008±0.020 [§]	0.952±0.003 [§]	0.999
Magnesite-Wood in sand	0.056±0.061 [§]	0.969±0.010 [§]	0.999
Calcite-Cellulose in sand	0.044±0.034 [§]	1.004±0.006 [§]	0.999
Calcite-Wood in sand	0.039±0.027 [§]	1.013±0.005 [§]	0.999
Calcite-Cellulose in SB	0.078±0.032 [§]	1.032±0.006 [§]	0.999
Calcite-Wood in SB	0.056±0.061 [§]	1.042±0.009 [§]	0.999

SB: ground sea sand and bentonite mixture 1:1, SE: standard error
 DTC value = ± intercept + slope* theor. value, R²: correlation coefficient
 §: p > 0.05, * : p < 0.05

- Soil samples: comparison of DTC-method and elemental analysis for TC as well as DTC-method and DIN-method for OC determination indicated agreement of the results.

Tab. 2: Characterization of soil samples measured with DTC- and DIN-method and comparison of the methods (organic carbon)

Sampling site	Soil description	Regression models
Mühlhausen Dün Thuringia	forest soil, lay/loam small amounts of IC	DTC = 1.010*DIN-0.031 R ² = 0.995
Leinefelde Dün Thuringia	forest soil, loam/silt high amounts of IC	DTC = 1.022*DIN-0.243 R ² = 0.979
Harrasmühle Thuringia	grassland, silt presence of dolomite	DTC = 1.041*DIN-0.102 R ² = 0.934
Reinsdorf Thuringia	grassland, clay/stone medium amounts of IC	DTC = 1.009*DIN-0.134 R ² = 0.990

- Significant differences in OC and IC contents achieved by the different measurement techniques (DTC, DIN) were caused by chemical characteristics and concentration of the carbonates.
- Mean CV for DTC was less than for the reference methods, for all measurements.

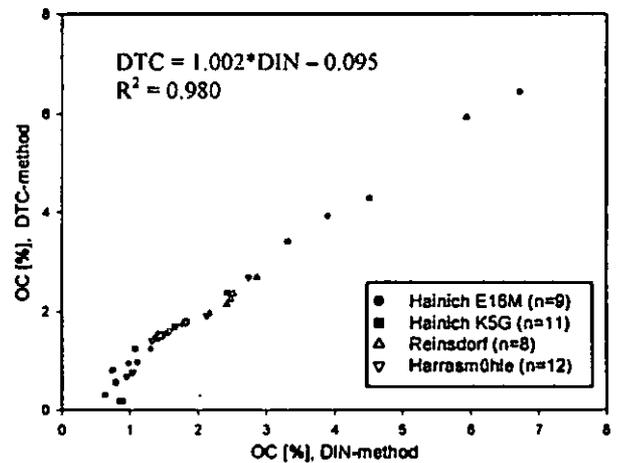


Fig. 3: OC contents of soil samples, varying in OC, IC, soil type and soil texture

Conclusions

- The Dual Temperature Combustion (DTC) at 515 °C and 925 °C allows the determination of OC, IC and TC of a solid sample by only one single step of analysis.
- This method is applicable for soil samples which contain varying amounts of OC and IC.
- There is no need for any chemical or thermal pretreatment.
- The operator error is negligible.
- It is possible to recognize the presence of thermally unstable carbonates like magnesite. In this case, an improved separation of OC and IC can be achieved using silver foil as an addition.

Acknowledgements

We gratefully acknowledge the temporary donation of the analytical device "liquiTOC" by Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau. Many thanks to Birgit Kreher-Hartmann (Mineralogical Collection, Jena) who kindly provided calcite, dolomite and magnesite.

Einfluss des Wassermanagements auf den Kohlenstoffhaushalt in Niedermooren

Bettina S. Höll¹, Sabine Fiedler und Karl Stahr

1. Einleitung

Lediglich 1% der Moorflächen in Deutschland gelten heute noch als wachsende Moore und stellen somit eine Kohlenstoffsänke dar (Byrne et al., 2004). Um ehemals drainierte Moore in einen naturnahen Lebensraum wieder rückzuführen, werden viele Flächen wiedervernässt. Mit einer dauerhaften Vernässung der Moore könnte auch das Senkenpotential für Kohlenstoff wieder hergestellt werden. Jedoch ist bislang unklar in welchem Maße sich eine langfristige Wiedervernässung auf die Kohlenstoffdynamik im Boden auswirkt.

2. Ziel und Hypothese

Das Ziel der Studie ist, die gasförmigen (CO_2 , CH_4) sowie wasserlöslichen Kohlenstoffkonzentrationen (CO_2 , CH_4 , gelöster partikulärer organischer Kohlenstoff, DOC) im Tiefenprofil eines tief drainierten, mäßig drainierten und eines wiedervernässten Niedermoors zu erfassen und zu bewerten.

Folgende Hypothese wurde formuliert: Die Höhe der Kohlenstoffkonzentrationen in Gasphase (CO_2 , CH_4) und Bodenlösung (POC, DOC, CO_2 , CH_4) stehen im Zusammenhang mit der Nutzung der Niedermooren.

3. Material und Methoden

Das gesamte Donauried erstreckt sich über 75 km entlang der Donau von Neu-Ulm bis Donauwörth. Das im Nordwesten durch die Schwäbische Alb begrenzte Gebiet umfasst eine Gesamtfläche von 45350 ha. Im südwestlichen Teil (etwa 20 km von Ulm) schließt es die größte zusammenhängende Niedermoorfläche (etwa 4000 ha) Süddeutschlands ein (450 m ü.N.N., Jahresmitteltemperatur 7.4°C, Jahresniederschlag 670 mm). Für die Untersuchung wurden Flächen ausgewählt, die sich im Nässegrad unterscheiden: (i) eine ehemals tief drainierte Fläche, welche vor 25 Jahren durch Grabeneinstau wiedervernässt wurde (Standort W), (ii) eine tief drainierte und heute extensiv bewirtschaftete Wiese (Standort D) und (iii) eine mäßig drainierte Fläche, die seit Jahrzehnten als Schafweide genutzt wird.

Die Messung der Kohlenstoffkomponenten in der Gasphase und dem Bodenwasser (5, 10, 20, 40 und 60 cm mit je drei Wiederholungen) erfolgt einmal wöchentlich seit April 2004. Die Beprobung der Gasphase erfolgt aus permanent installierten Bodenluftsonden (Kammann et al., 2001). Dagegen wird die Bodenlösung aus geschlitzten

PVC-Rohren gewonnen. Um die C-Profilbilanz zu vervollständigen wird zusätzlich gelöster organischer Kohlenstoff (DOC, POC) in separat gesammelten Wasserproben aus der jeweiligen Tiefe bestimmt. Des Weiteren werden Wasserstand, Redoxpotentiale, Temperatur und pH-Wert zeitgleich in den jeweiligen Bodentiefen erfasst.

4. Ergebnisse

Die Standorte unterscheiden sich signifikant im mittleren Grundwasserstand (GWS). Der geringste GWS wurde in der drainierten Fläche ermittelt (116±41 cm unter GOF), während der höchste in der wiedervernässten Fläche gemessen wurde (6±18 cm unter GOF). Der mäßig drainierte Standort nahm mit 27±18 cm eine mittlere Position ein. Die mäßig drainierte Fläche zeigte, im Gegensatz zu den anderen Standorten, unterhalb des mittleren Wasserstandes nahezu unzersetztes Pflanzenmaterial (Humifizierungsgrad H4 bis H5 > 32 cm, H6 bis H9 < 32 cm), sowie konnte eine deutlich geringere Lagerungsdichte ermittelt werden (0.12 bis 0.14 g cm⁻³ > 28 cm vs. 0.19 bis 0.28 g cm⁻³ < 28 cm).

Kohlenstoffkonzentrationen in der Gasphase

Generell waren in allen Tiefen die mittleren Kohlendioxidkonzentrationen höher als die Methankonzentrationen (maximal um das 10⁴ fache höher). Die CO_2 -Konzentrationen in der Gasphase zeigten standortsspezifische Unterschiede (Abbildung 1), die in jeder Tiefe und Variante um mindestens das 10fache höher als die CO_2 Konzentration in der Atmosphäre (0.176 mg C l⁻¹) waren. Die höchsten mittleren Konzentrationen lagen in jeder Variante in der Tiefe von 60 cm, wobei die wiedervernässte Fläche mit 58 mg C l⁻¹ das Maximum einnahm. Mit 17 mg C l⁻¹ war in 60 cm Tiefe die CO_2 Konzentration der tief drainierten Fläche am geringsten. Diese nahmen außerdem zur Geländeoberfläche signifikant ab (1.3 mg C l⁻¹ in 5 cm). In der mäßig drainierten Fläche konnten im Vergleich der Tiefen im Profil, signifikant höhere Konzentrationen nur in den Tiefen 40-60 cm ermittelt werden. Da Wasser im Gegensatz zu Luft die Diffusion von Gasen um mehr als das 10000fache vermindert, wurden in der wiedervernässten Fläche die höchsten Gaskonzentrationen gemessen. Für die CO_2 -Konzentrationen konnte in dieser Fläche keine Abhängigkeit zur Tiefe festgestellt werden. Ein Tiefengradient der Methankonzentrationen in der Gasphase konnte in keinem der Standorte ermittelt werden. Jedoch unterschieden sich die einzelnen Tiefen zwischen den Varianten signifikant. Alle mittleren Methankonzentrationen lagen über der atmosphärischen Konzentration (0.8 µg C- CH_4 l⁻¹) (ausgenommen in 10 cm Tiefe der tief drainierten Fläche). Aufgrund nahezu permanent aerober Bedingungen wurden in der tief drainierten Fläche die geringsten CH_4 Konzentrationen gemessen (Mittelwerte 0.7 bis 9.2 µg C l⁻¹). Die wiedervernässte Fläche zeigte mit Mittelwerten zwischen 565 µg C l⁻¹ und 1702 µg C l⁻¹ hingegen die höchsten Konzentrationen, während die mäßig drainierte Fläche eine mittlere Position einnahm (Mittelwerte 3.9 bis 52 µg C l⁻¹).

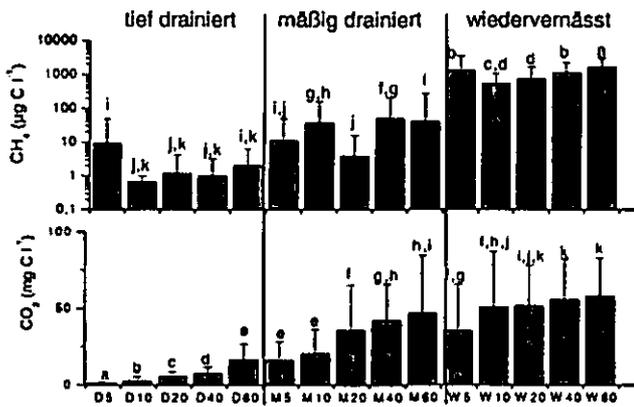


Abb. 1 Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen in der Gasphase im Tiefenprofil der tief drainierten Fläche (D), der mäßig drainierten Fläche (M) und der wiedervernässten Fläche (W) (Daten von April 04 bis April 05). Unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede an ($\alpha=1\%$).

Kohlenstoffkonzentrationen in der gelösten Phase

Die Rangordnung der CH_4 - und CO_2 -Konzentrationen in der Gasphase war gleich dem der gelösten Phase. Die untersuchten Bodenwässer zeigten signifikant höhere CO_2 -Konzentrationen in der wiedervernässten Variante (Mittelwerte 122 – 133 mg C l^{-1}) als in der mäßig und tief drainierten Fläche (Mittelwerte 42 – 118 mg C l^{-1}). Hierbei ist ein großer Unterschied der Probenanzahl zu berücksichtigen. Während in der tief drainierten Fläche maximal 25 Proben während der Versuchszeit gesammelt werden konnten, waren es in der wiedervernässten Variante 129 Wasserproben.

Auch die Methankonzentrationen waren in der wiedervernässten Fläche (Mittelwerte 321 - 150 $\mu\text{g C l}^{-1}$) am höchsten. Die Konzentrationen in der mäßig und tief drainierten Fläche waren in allen Tiefen um ein vielfaches geringer (Mittelwerte 1.0 $\mu\text{g C l}^{-1}$ bis 45 $\mu\text{g C l}^{-1}$).

Die Höhe der Konzentrationen der organischen Kohlenstoffkomponenten (DOC und POC) waren mit 50-100 mg C l^{-1} vergleichbar zu den gelösten CO_2 -Konzentrationen. Während sich die tief und mäßig drainierten Flächen in ihrer mittleren DOC Konzentration nicht signifikant unterschieden (66 - 80 mg C l^{-1}), wurden in der wiedervernässten Variante signifikant geringere DOC Konzentrationen in allen Tiefen gemessen (47 – 56 mg C l^{-1}). Dies konnte bezüglich des gelösten partikulären organischen Kohlenstoffs nicht festgestellt werden. Für ihn ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten. Außerdem konnte ein Tiefenbezug für keinen der gemessenen organischen Kohlenstoffkomponenten hergestellt werden. Jedoch änderte sich das Kohlenstoffverhältnis von DOC zu POC in den Tiefen direkt unterhalb des mittleren GWS von nahezu gleichen C-Anteilen auf 1:2. In der mäßig drainierten Fläche wurde in 40 cm Tiefe die insgesamt höchsten mittleren POC-Konzentrationen gemessen (155 mg C l^{-1}). Dasselbe war auch in der wiedervernässten Variante festzustellen (höchste mittlere Konzentration von 107 mg C l^{-1} in 10 cm). Tendenziell waren jedoch in der wiedervernässten Fläche die geringsten gelösten POC-Konzentrationen festzustellen (51-107 mg C l^{-1}).

5. Fazit

Die Höhe der Methan- und Kohlendioxidkonzentrationen sowie die DOC-Konzentrationen zeigten eine signifikante Abhängigkeit zur Nutzung der Niedermooere. Die nutzungsabhängigen Tiefengradienten die sich ausschließlich für CO_2 und CH_4 ergaben, lassen darauf schließen, dass ein Austausch zwischen den Tiefen stattfindet. Für den Gasaustausch zur Atmosphäre könnten in der tief drainierten Fläche, aufgrund meist aerober Verhältnisse, Tiefen von bis zu 60 cm beteiligt sein. Hingegen wird bei der wiedervernässten Fläche der Gasaustausch zwischen den Tiefen durch den Wasserstand nahe der Geländeoberfläche vermindert.

Durch die Messung der direkten Emissionen seit Januar 2005 soll daher der Austausch zur Atmosphäre festgehalten werden, um eine vollständige C-Bilanz der Standorte abgeben zu können.

Literatur

- Byrne K.A., Chojnicki B., Christensen T.R., Drösler M., Freibauer A., Friborg T., Frolking S., Lindroth A., Mailhammer J., Malmer N., Selin P., Turunen J., Valentini R. & Zetterberg L. 2004. EU Peatlands: Current Carbon Stocks and Trace Gas Fluxes. In: CarboEurope-GHG (Hrsg. Christensen und Friborg). Institut für Forstwissenschaften und Umwelt, Viterbo Italien
- Kammann, C., Grunhage, L., & Jäger, H.J. 2001. A new sampling technique to monitor concentrations of CH_4 , N_2O and CO_2 in air at well-defined depths in soils with varied water potential. European Journal of Soil Science 52: 297-303.

Bodenatmung in einem tropischen Bergregenwald in Süd-Ecuador: Dynamik und Einfluss der Meereshöhe

Susanne Iost, Gerald Moser & Franz Makeschin

Einleitung

Die Dynamik und die Einflussfaktoren der Bodenatmung in tropischen Ökosystemen sind bisher nicht hinreichend untersucht, um deren Bedeutung für Kohlenstoffkreislauf und die C-Sequestrierung in Böden abschätzen zu können. Ziel der Studie war daher, die mikrobielle und die Gesamtbodenatmung in einem tropischen Bergregenwald räumlich und zeitlich hoch aufgelöst zu quantifizieren.

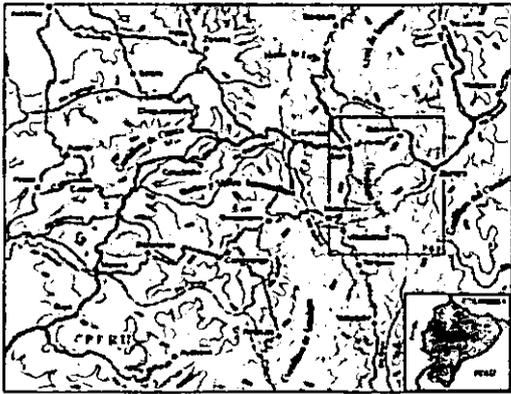


Abb. 1: Das Untersuchungsgebiet im Süden Ecuadors

Methoden

Die Gesamtbodenatmung (GBA) wurde von Juli 2003 bis August 2005 in 14-tägigem Abstand auf drei verschiedenen Höhenstufen (1050 m, 1890 m und 3060 m ü. NN), n=16, mit einem tragbaren IRGA gemessen (EGM-4/SRC-1; PP Systems). Abiotische Faktoren wie Bodentemperatur (TB) und volumetrischer Wassergehalt (VWG) wurden mit Mikroklimastationen automatisiert erfasst.

Susanne Iost: meusel@forst.tu-dresden.de
Franz Makeschin: makesch@forst.tu-dresden.de

Institut für Bodenkunde und Standortslehre der TU Dresden; Postfach 1117, 01735 Tharandt

Gerald Moser: Gerald-Moser@web.de
Albrecht-von-Haller Institut für Pflanzenwissenschaften, Georg-August-Universität Göttingen; 37073 Göttingen

www.bergregenwald.de

Mögliche Auswirkungen von steigenden Temperaturen auf die mikrobielle Aktivität wurden im Höhengradienten mittels eines Mikrokosmenversuches abgeschätzt. Dazu wurden von jeder Parzelle ungestörte Bodenzylinder auf die jeweils anderen Höhenstufen verbracht und die GBA quantifiziert.

Zur Abschätzung des Anteils der Wurzelatmung wurden im Oktober 2004 auf den Untersuchungsflächen Trenchingplots angelegt und die jeweiligen Atmungsraten verglichen.

Ergebnisse und Diskussion

Die GBA liegt im Mittel zwischen 0,15 und 0,56 g CO₂ m⁻² h⁻¹ und ist mit der Höhe ü. NN negativ korreliert. Die Streuung der Einzelwerte nimmt ebenfalls mit zunehmender Meereshöhe ab (Abb. 2).

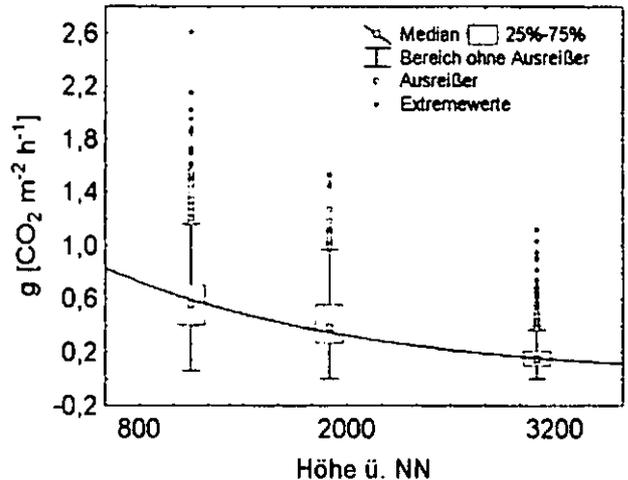


Abb. 2: GBA in Abhängigkeit von der Höhe ü. NN.

Die Bodentemperatur ist eng positiv mit der Gesamtbodenatmung korreliert und somit als bedeutendster abiotischer Einflussfaktor zu werten.

Ein VWG im Bereich von 10 bis 40% hat keinen signifikanten Einfluss auf die GBA. Oberhalb dieser Spanne sinkt die GBA mit steigenden, darunter mit abnehmenden VWG.

Die berechneten jährlichen Atmungsraten der untersuchten Parzellen liegen zwischen 4,3 und 16,4 t C ha⁻¹. Damit zählen letztere zu den höchsten Raten weltweit. Dies ist vor allem mit der im Tages- sowie im Jahresverlauf kontinuierlichen Bodenatmung zu begründen.

“Trenching” ist für das untersuchte Ökosystem ein geeigneter Ansatz zur Bestimmung des

Anteils der Wurzelatmung an der GBA, wenn keine Störung des Bodengefüges erfolgt.

Der Anteil der Wurzelatmung nimmt mit zunehmender Meereshöhe ab und liegt auf 1050 m im Mittel bei 44% (Abb 3a).

Auf 1890 m lag die GBA in den letzten vier Monaten kontinuierlich unter der mikrobiellen Atmung, was auf eine verstärkte Abbauleistung in diesem Zeitraum zurückgeführt wird. Der Anteil der Wurzelatmung lag davor im Mittel bei 37% (Abb 3b).

Für 3060 m ergibt sich ebenfalls ein differenziertes Bild. Der Anteil der Wurzelatmung betrug kurz nach Durchtrennung der Wurzeln im Mittel 14%. Im weiteren Verlauf des Versuches entsprach die mikrobielle Atmung im Mittel der GBA (Abb 3c).

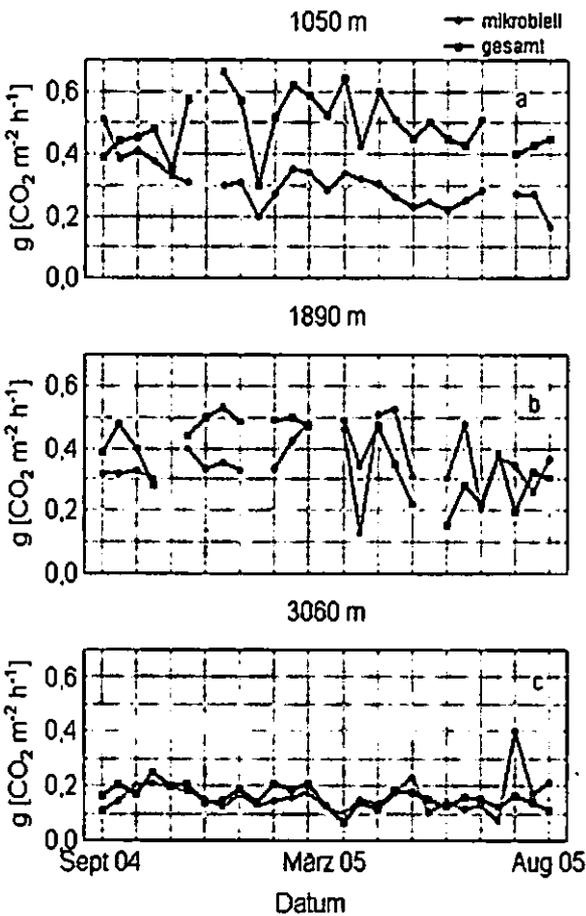


Abb. 3: Entwicklung der GBA und mikrobiellen Atmung nach Durchtrennung der Wurzeln

Abnehmende T_B haben einen deutlichen Rückgang der GBA im Vergleich zur Referenz zur Folge (Abb 3).

Zunehmende T_B erhöhen nur für die Proben des kältesten Ausgangsklimas die GBA deutlich (Abb 3c).

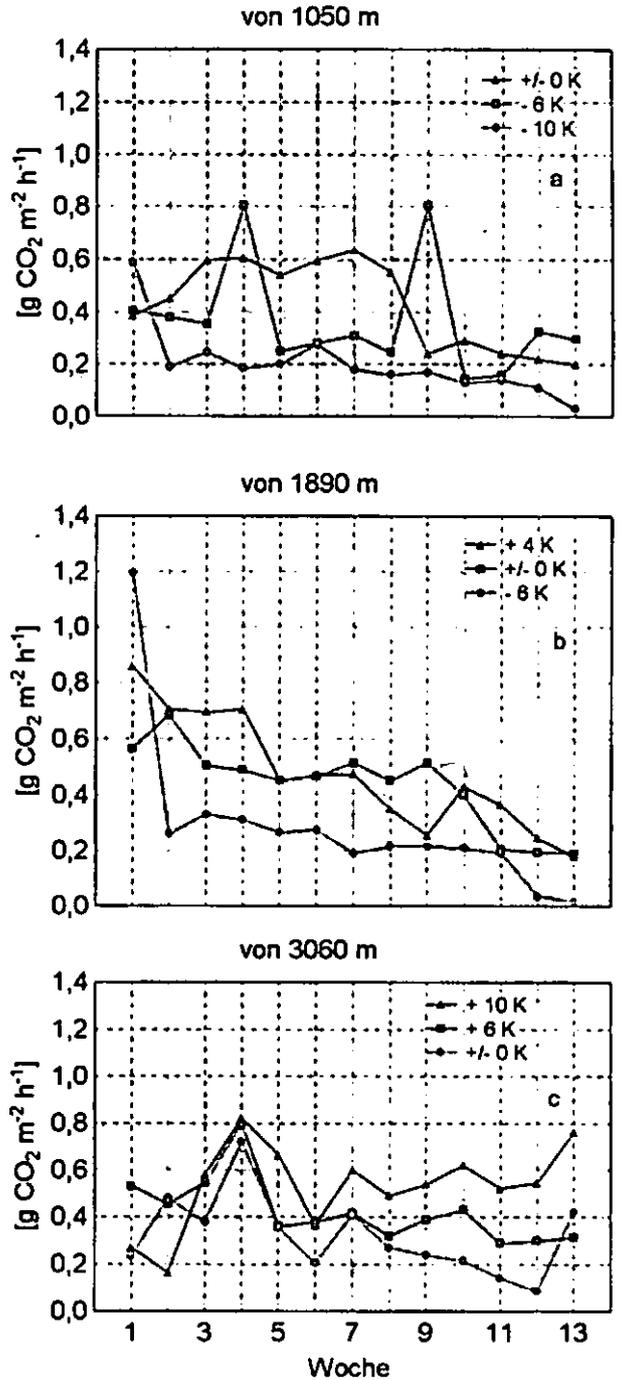


Abb. 4: Potentielle Veränderung der GBA bei veränderten T_B für unterschiedlichen Ausgangsbedingungen

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die finanzielle Unterstützung, sowie der Universidad Técnica Particular de Loja (UTPL) und der Stiftung Nature and Culture International für die Zusammenarbeit.

Literatur

Raich, J.W., C.S. Potter, and D. Bhagawati. 2003. Interannual Variability in Global Soil Respiration on a 0.5 Degree Grid Cell Basis (1980-1994). ORNL/CDIAC-144, NDP-081.

Kohlenstoffspeicherung in einem ungenutzten Kalkbuchenwald des Nationalparks Hainich

Jordan, A.¹⁾, Glatzel, S.¹⁾

Projektanlass

Das europäische CARBOEUROFLUX-Netzwerk stellte im Hainich hohe Kohlenstoff-Speicherungsraten fest, welche der Vorstellung alte Wälder seien C-neutral widersprechen. Gewöhnlich stehen C - Einträge (autotrophe Assimilation) und C - Austräge (Mineralisation, Erosion, Lösungsprozesse) im Gleichgewicht. Im Nationalpark-Hainich wurden jedoch in den Jahren 2000: 580g C m⁻² und 2001: 480g C m⁻² festgestellt. Als „normal“ wären dagegen 2,4g m⁻² - 33,8g m⁻² pro Jahr anzusehen.

Ziel des Projektes ist es zu klären, inwieweit in einem bodenphysikalisch und bodenchemisch weitgehend homogenen Buchenmischwald die Bodenatmung variiert und welche Steuerfaktoren dabei eine Rolle spielen. Dabei soll ein grundlegendes Verständnis der C-Speicherung im Jahresverlauf gewonnen, sowie die Bodenatmung und die Beiträge der Wurzelatmung, Rhizosphärenatmung und die Veratmung der organischen Bodensubstanz quantifiziert werden.

Ziel der (Vor-)untersuchungen von März bis August 2005 war es, anhand der Gasflussmessungen Aussagen zur Skalenabhängigkeit der Bodenatmung zu treffen. Weiterhin sollte untersucht werden, ob und wie sich Bodenatmungsmessdaten für eine GIS-gestützte Regionalisierung eignen.

Methodik:

Auf einer Untersuchungsfläche von insgesamt 4,6 ha wurden an insgesamt 99 Messpunkten die CO₂ Flussraten an der Bodenoberfläche gemessen. 20 Messungen wurden entlang eines hydrologischen Gradienten parallel zu Isotopenmessstellen (Teilprojekt MPI Jena) durchgeführt, die übrigen 79 Messhauben wurden zufällig über die Fläche verteilt. Zur Klärung der Skalenabhängigkeit wurden zwei Intensivmessfelder zufällig ausgewählt, welche eine höhere räumliche Auflösung der Messungen sicherstellten. Innerhalb dieser Messfelder wiederum wurden nochmals noch höher auflösende Messflächen ausgewiesen (vgl. Abb. 1). Zum Einsatz kam ein Infrarot Gasanalysator („Closed-Chamber-Methode“) → EGM 4 + SRC-1 von PP-Systems.

Parallel dazu wurden Bodenfeuchte (gravimetrisch) und Bodentemperatur gemessen.

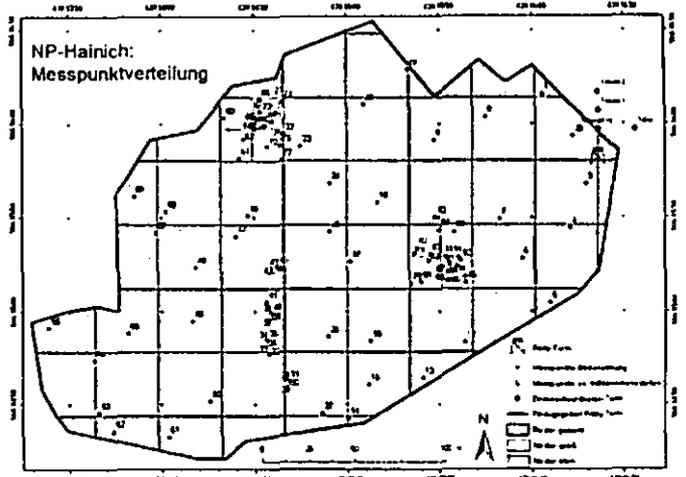


Abb. 1: Messpunktverteilung im Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet:

Geologie:

Muschelkalk, z. T. Löß

Bodentypen:

großflächig Terra Fusca (Kalksteinbraunlehm) und Braunerden mit leichter Pseudovergleyung

Vegetation:

Buchenwald mit annähernd natürlicher Altersstruktur (bis ca. 180 Jahre)

Nutzungsgeschichte:

räumlich und zeitlich stark variierend,
1960-1990 Truppenübungsplatz
1997 Nationalparkgründung

Ergebnisse:

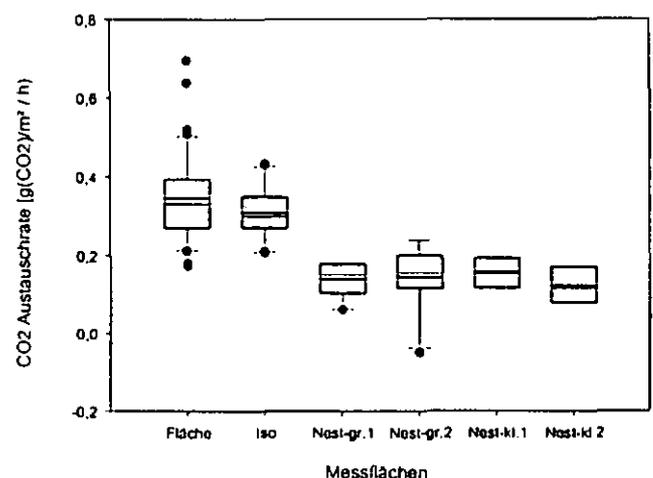


Abb. 2: Deskriptive Statistik der CO₂-Flussrate. Dicke Linien repräsentieren den arithmetischen Mittelwert, dünne den Median. Fehlerbalken stellen 10% bzw. 90% Perzentil dar, die Boxen werden durch das 25%- bzw. 75%-Perzentil abgegrenzt.

¹⁾ Geographisches Institut, Abt. Landschaftsökologie
Universität Göttingen, Goldschmidstr. 5, 37077 Göttingen

Schlussfolgerungen

Abb.2:

Die unterschiedlich skalierten Messflächen zeigen nach statistischer Auswertung der CO₂-Flussraten, dass auf der Gesamtfläche die Varianz aber auch Mittelwert und Median der Messwerte höher sind, als auf den wesentlich kleineren Intensivmessflächen. Auffällig ist, dass offenbar die kleineren Nester gegenüber den Großen ein ähnliches 25% bzw 75% Perzentil aufweisen, die 10% bzw. 90% Perzentile jedoch nochmals geringer geworden ist. Zwar kann bei größeren Flächen eine derartige Messpunktdichte aufgrund des Material und Zeitaufwandes kaum geleistet werden, doch erlaubt diese Untersuchung das Fehlerpotential bei geringer räumlich aufgelösten Untersuchungen in Kalkbuchenmischwäldern abzuschätzen.

Abb.3:

Erwartungsgemäß steigen von April bis September die CO₂-Flussraten an, wengleich durch die stark schwankenden Bodentemperaturen, ebenfalls stark schwankende Flussraten zu beobachten waren. Auffällig war in dieser Messperiode, dass keine Sommerdepression zu beobachten war, da eine ausgeprägte Trockenperiode nicht auftrat.

Abb.4:

Ebenfalls fand sich erwartungsgemäß eine gute Korrelation zwischen Bodenatmung und Bodentemperatur ($r=0,83$)

Abb.5:

Weitaus weniger signifikant war der Zusammenhang zwischen Bodenatmung und Bodenfeuchte ($r=0,31$). Insgesamt nimmt jedoch die Bodenatmung mit zunehmender Bodenfeuchte offenbar ab, was möglicherweise durch den reduzierten Gasporanteil begründet ist.

Ausblick

Nebenstehende Daten sollen ab Herbst 2005 Eingang in eine GIS-gestützte Regionalisierung finden, in der außerdem vegetationsökologische, bodenphysikalische, bodenchemische, sowie Mikroreliefparameter berücksichtigt werden sollen.

Außerdem werden umfangreiche statistische und geostatistische Analysen vorgenommen.

Weiterhin sollen Litterabbauraten und Feinwurzelparame-ter erhoben und berücksichtigt werden.

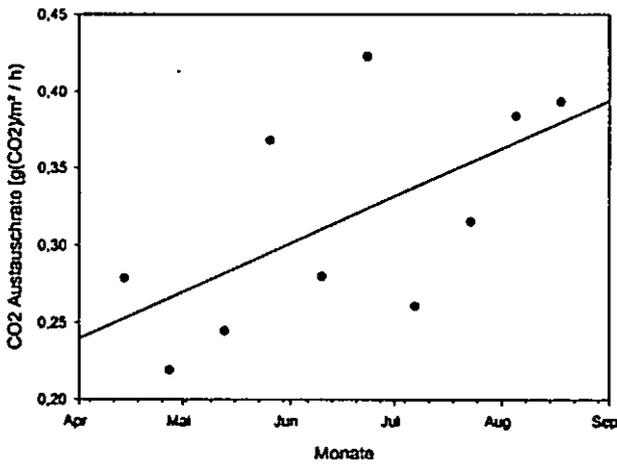


Abb. 3: CO₂-Flussraten im Jahresverlauf für alle Messwerte

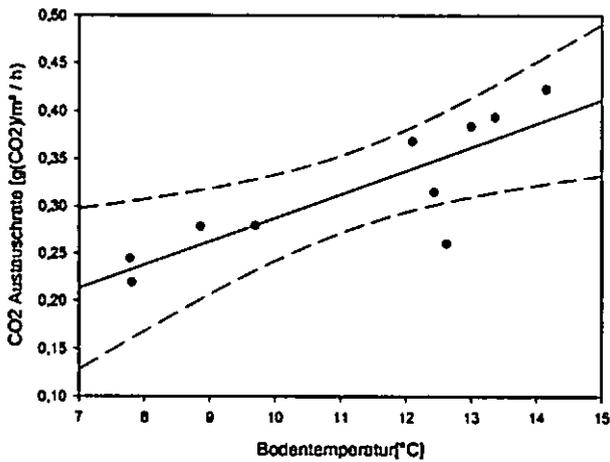


Abb. 4: Korrelation zwischen Bodentemperatur und CO₂-Austauschrate (alle Messwerte). Die gestrichelte Linie zeigt das Konfidenzintervall (99%)

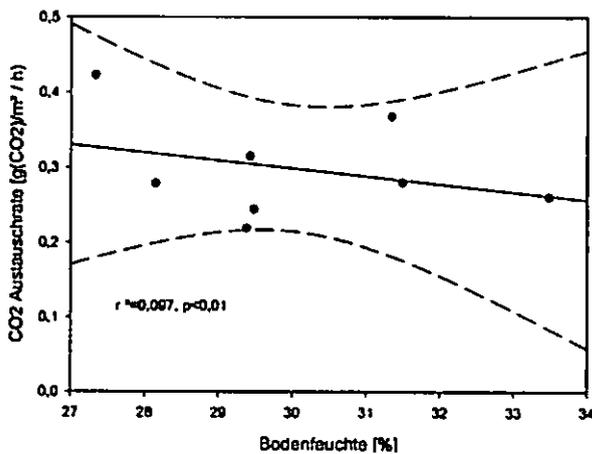


Abb. 5: Korrelation zwischen Bodenfeuchte und CO₂-Austauschrate. Die gestrichelte Linie zeigt das Konfidenzintervall (99%)

Zersetzungsgradabhängige Phosphorfreisetzungspotentiale in Niedermoortorfen

Sabine Jordan¹, Silke Vely¹, Jutta Zeitz¹

Problemstellung

Wiedervernässungen von degradierten Niedermooren verlaufen nicht ohne negative Nebenwirkungen, da sie durch den Milieuwechsel im Torfkörper nicht nur eine Änderung der Redoxpotentiale (Veränderung der Oxidationsstufen von Phosphor-Bindungspartnern) bewirken, sondern auch ein verstärkter Phosphor-Austrag zu verzeichnen ist. Somit besteht Gefahr zeitlich begrenzter verstärkter Nährstoffeinträge in benachbarte Gewässer.

Für Moorböden gibt es bisher keine eigenständigen Phosphorfractionierungsmethoden, die die beabsichtigte Unterteilung in verschiedene Phosphorbindungsformen zuließen. Daher sind die Prozesse der Phosphorverlagerung bzw. -freisetzung in Niedermoortorfen und der Einfluß des Zersetzungsgrades ungenügend untersucht.

Zielstellung

In Niedermoortorfen wurden Phosphor-Bindungsformen bestimmt, um Freisetzungsmechanismen nach einer Wiedervernässung von degradierten Mooren zu verstehen und somit Freisetzungspotentiale vor einer Wiedervernässung abschätzen zu können. Die Übertragung und Anpassung einer sequentiellen Extraktion für limnische Sedimente auf die Untersuchung von Torf bietet die Möglichkeit, Phosphorfractionen und -bindungsformen auch in Moorböden zu bestimmen. Dem Zusammenhang zwischen Zersetzungsgrad und Phosphor-Bindungsformen bzw. Phosphor-Gehalt im Torf kommt dabei besonderes Interesse zu.

Material und Methoden

Niedermoortorfe mit unterschiedlichen Zersetzungsgraden (H3 bis H10) wurden fraktioniert und auf folgende Phosphor-Bindungsformen untersucht:

1. gelöster und labil an Oberflächen adsorbierter Phosphor
2. redox-sensitiver Phosphor, meist an Fe(III)- und Mn(IV)-(Hydr)Oxiden gebunden
3. säurelöslicher Phosphor (an Al-, Fe- und anderen Metalloxiden gebunden; Apatit-Phosphor; in Carbonaten gebundener Phosphor)
4. huminstoffgebundener Phosphor und Polyphosphate
5. organischer und refraktär gebundener Phosphor

Mit jedem Extraktionsschritt nimmt die Bioverfügbarkeit der jeweiligen Phosphorbindungsform ab. Für ein Eutrophierungsrisiko nach einer Wiedervernässungsmaßnahme sind daher die ersten beiden Bindungsformen bzw. je nach Beschaffenheit des Wiedervernässungswassers die dritte Bindungsform zu berücksichtigen.

Zusätzlich wird für jede Substratart der Gesamt-Phosphorgehalt bestimmt. Dies ist notwendig, um die Summe des in den Fraktionen bestimmten Phosphors zu verifizieren.

Für die Phosphatsorption sind amorphe Minerale (z. B. Eisen(III)-(Hydr)Oxide/Oxidhydrate) durch ihre hohe spezifische Oberfläche von großer Bedeutung, da diese 10- bis 100-fach höhere Phosphorkonzentrationen sorbieren können als ihre kristallinen Formen. Zur Bestimmung des Phosphorsorptionsvermögens werden daher parallel zur Phosphorbestimmung die redoxsensitiven Elemente Eisen, Mangan und Aluminium sowie Calcium untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Eine statistisch signifikante Abhängigkeit des redoxsensitiven Phosphors von der Eisenkonzentration ist gegeben: mit steigenden Eisengehalten nehmen auch die Phosphorgehalte zu. Für Aluminium, Calcium und Mangan können solche Zusammenhänge nicht nachgewiesen werden. Dies sind Indizien für die überwiegende Phosphorbindung an Eisen. Ebenso läßt der Eisengehalt einen deutlichen Zusammenhang mit dem Zersetzungsgrad erkennen. Mit zunehmendem Zersetzungsgrad nimmt der Eisengehalt zu.

Stark bis sehr stark zersetzten Torfe weisen die höchsten Gehalte nicht sofort löslichen Phosphors auf. Dieser Zusammenhang kann folgendermaßen begründet werden: In schwach zersetzten Torfen ist der Anteil an Huminstoffen geringer als in stärker zersetzten, da diese erst beim Abbau des pflanzlichen Ausgangsmaterials (Humifizierung) entstehen. Im Zuge der einhergehenden Mineralisation wird organischer Phosphor aus in Zersetzung befindlichen Pflanzenresten sowie ggf. Phosphor aus der Düngung unter anderem in diese neu gebildeten Huminstoffe, in organische Abbaustoffe und Metalloxide eingebaut und dauerhaft gebunden. Gleichzeitig wird der Torf durch den oxidativen Verzehr relativ an diesem Phosphor angereichert. Somit sind in den stärker zersetzten, huminstoff- und metalloidreichen Torfen der Oberbodenhorizonte auch größere Phosphorgehalte zu finden.

Nur der gelöste Phosphor nimmt mit abnehmendem Zersetzungsgrad zu. Diese Fraktion ist die einzige, in der der direkte Einfluß der Bodenlösung (Moorwasser) in Bezug auf die Phosphorbestimmung zu berücksichtigen ist. Möglicherweise ist dieser höhere Phosphorgehalt in schwach zersetzten Torfen auf die stärker anhaftende Bodenlösung zurückzuführen: Torfe sind um so lockerer gelagert, je geringer ihr Zersetzungsgrad ist. Lockere Lagerung bedeutet große Porosität (hoher Grobporenanteil, der in wachsenden Mooren mit Wasser gefüllt ist) und somit hohes Speicherungsvermögen von Bodenlösung. In den stark bis sehr stark zersetzten Oberbodenhorizonten finden sich also die geringsten Anteile dieser Phosphor-Bindungsform. Der Gehalt an gelöstem Phosphor am Gesamt-Phosphor ist sehr gering (< 1 %) und hat als Austrag bei einer Wiedervernässung keine Bedeutung für ein Eutrophierungsrisiko. Für den Nährstoffaustrag nach einer Wiedervernässung sind somit die Horizonte entscheidend, die pedogenetisch stark verändert wurden.

Die Autoren danken ganz herzlich den Mitarbeitern des Chemielabors am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin sowie denen der Fachgebiete Analytik & Umweltchemie und Bodenkunde & Standortlehre an der Humboldt-Universität zu Berlin.

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin
sabine.jordan@agr.ar.hu-berlin.de



CO₂-C-Freisetzung aus Niedermooren

Langjährige Bodenprofilbilanzen versus kurzfristige Inkubationsmessungen

Kluge, B.¹, Schwärzel, K.², Facklam, M.¹,
Lorenz, M.³, Wessolek, G.¹

Einleitung

Im Kohlenstoffhaushalt der Erde nehmen die Moore eine bedeutende Rolle ein (Zhang et al., 2002). Mit dem prognostizierten Klimawandel, d.h. bei steigenden Temperaturen und gleichzeitiger Abnahme des Niederschlags mit der Folge einer stärkeren Absenkung des Grundwasserspiegels, könnte die Torfmineralisierung stark zunehmen und die Emission von Kohlenstoffdioxid weiter ansteigen (Roulet, 2000; Moore et al., 1998). Daher sind für die Prognose künftiger CO₂-Freisetzungen verlässliche Angaben über die Freisetzungsraten aus Mooren unerlässlich.

Die üblicherweise zur Messung der CO₂-Freisetzung von Mooren eingesetzten Methoden liefern aber i.d.R. nur Werte über kurze Zeiträume, die dann zeitlich extrapoliert werden. Inwieweit die Extrapolation zu verlässlichen Prognosen der CO₂-Freisetzung führt, ist bisher noch nicht ausreichend geklärt. Ziel der vorliegenden Untersuchung war es zu prüfen, ob die aus Langzeitmessungen bilanzierten CO₂-C-Freisetzungen eines nordostdeutschen Niedermoorstandortes zu vergleichbaren Ergebnissen führen wie kurzfristig ermittelte CO₂-C-Freisetzungsdaten durch Inkubationsmessungen.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt etwa 150 km nordöstlich von Berlin im Randow-Welse-Bruch, einem Niedermoorgebiet mit einer Größe von etwa 22000 ha. Auf einer Niedermoorfläche wurde anhand von 3 Profilaufnahmen und Höhenvermessungen aus dem Jahr 1963 mit dem Vergleich einer Neuaufnahme des Jahres 2003 der Moorschwund erfasst. Über den Vergleich der Parameter Trockenrohdichte und C-Gehalt an den Profilen (1963-2003) erfolgte die Bilanzierung des CO₂-C-Verlustes über einen Zeitraum von 40 Jahren. Kurzfristige CO₂-C-Freisetzungsdaten derselben Bodenprofile wurden durch Inkubationsmessungen ungestörter Bodenproben bei unterschiedlichen Temperatur- und Feuchtebedingungen ermittelt.

Aus den Inkubationsmessungen wurden mittels multipler Regressionsanalysen horizontspezifische CO₂-C-Produktionsfunktionen abgeleitet. Über die Integration dieser Funktionen in das Wasserhaushaltsmodell HYDRUS 1D (Šimůnek et al., 1998) konnten CO₂-C-Freisetzungsdaten in Abhängigkeit verschiedener Witterungsbedingungen berechnet werden.

Ergebnisse und Diskussion

Bodenprofilbilanz

Die Bilanzierung der Kohlenstoffvorräte aus den Bodenprofilenaufnahmen ergab für einen Zeitraum von 40 Jahren eine mittlere jährliche C-Freisetzung von 580 bis 800 g CO₂-C m⁻² yr⁻¹.

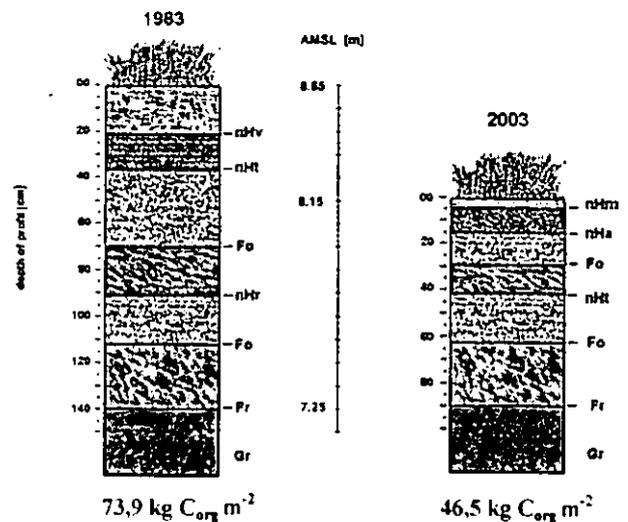


Abb.1: Veränderung des Profils und der Kohlenstoffvorräte

Die Abb. 1 verdeutlicht die Intensität der pedogenen Veränderungen sowie der Kohlenstoffvorräte anhand eines Beispielfensters. Gegenübergestellt sind die schematisierten Profilaufnahmen der Jahre 1963 und 2003. Der Moormächtigkeitsverlust im Zeitraum 1963-2003 beträgt ~ 45 cm. Dabei kam es vor allem zu einer Abnahme der oberen Torfhorizonte und organischen Mudden. Der Kohlenstoffvorrat nahm von 73,9 kg C_{org} m⁻² auf 46,5 kg C_{org} m⁻² ab und verringerte sich somit um 27,4 kg C_{org} m⁻².

Inkubationsmethode

Das Bodenprofil wurde in zwei Umsetzungsbereiche bzw. Reaktionsräume unterteilt. Unterschieden wurde der durchwurzelte etwa 30 cm mächtige Oberboden vom nicht durchwurzelten Unterboden.

Die Inkubationsmessungen der Proben ergaben einen stärkeren Einfluss der Bodentemperatur auf die CO₂-C-Freisetzung als die Wasserspannung und damit als der Wassergehalt.

¹ Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie, Standortkunde und Bodenschutz; email: michael.facklam@tu-berlin.de

² Technische Universität Dresden, Bodenkunde und Standortlehre

³ FAL, Institut für Betriebstechnik und Bauforschung, Braunschweig

Bei geringen Temperaturen fanden sich unabhängig von den eingestellten Wasserspannungswerten sehr ähnliche Freisetzungsraten. Bei Temperaturen >10°C steigt bei allen Wasserspannungsstufen die CO₂-C-Freisetzung deutlich an (siehe Abb.2).

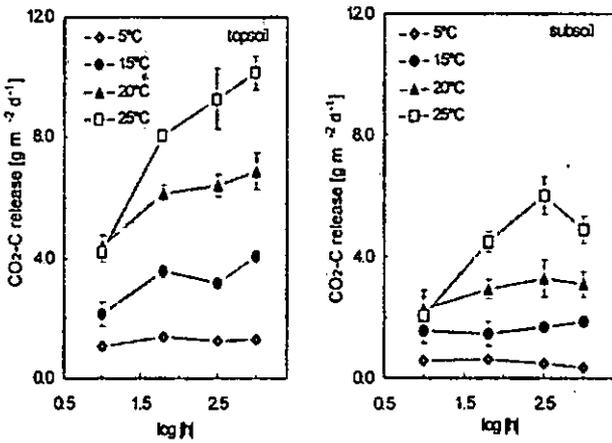


Abb.2: CO₂-C-Freisetzung in Abhängigkeit von Bodentemperatur und Wasserspannung im Oberboden (links) und Unterboden (rechts) von Profil A (Inkubationsmessung, Labor, n=5)

Aus den Messdaten der Inkubation wurden mittels multipler Regressionsanalysen horizontspezifische CO₂-C-Freisetzungsfunktionen errechnet.

Tab.1: CO₂-Freisetzungsfunktionen im Ober- und Unterboden

Profil	r ²	CO ₂ -C release function
Topsoil (0-30 cm)	0.96	CO ₂ -C = 1.314 - 0.273y + 0.853x + 0.132xy - 0.451x ² + 0.011y ²
Subsoil (> 30 cm)	0.91	CO ₂ -C = 0.833 - 0.190y + 0.833x + 0.075xy - 0.383x ² + 0.007y ²

CO₂-C [g C m⁻² d⁻¹] x = log [h] h = Pressure head [cm] y = soil temperature [°C]

Die mit HYDRUS-1D ermittelte mittlere Bodenwasserspannung des Wurzelraumes und die im Oberboden bzw. Unterboden gemessene Bodentemperatur wurde zur Berechnung der oberboden- bzw. unterbodenspezifischen CO₂-C-Produktion bzw. Torfmineralisierung, auf Tagesbasis verwendet.

Aus den Inkubationsmessungen und den Simulationsläufen ergab sich eine mittlere jährliche CO₂-C-Freisetzung von ~ 680 g CO₂-C m⁻² yr⁻¹. Dieser Wert liegt in etwa im gleichen Bereich wie die aus der Bodenprofilbilanz ermittelte CO₂-C-Freisetzung (siehe Abb.3).

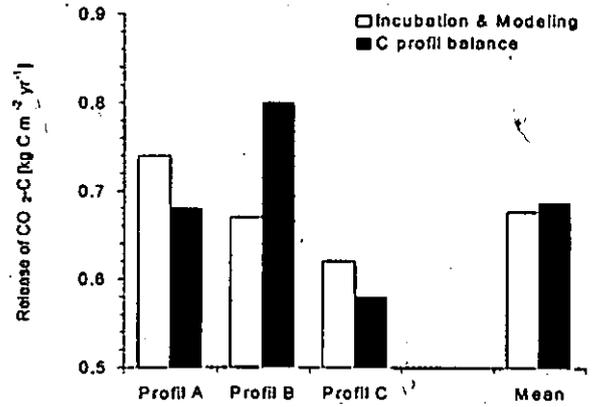


Abb.3: Mittlere berechnete (Inkubation und Modellierung) und über 40 Jahre bilanzierte (Profilmethode) jährliche CO₂-C-Freisetzungsraten der drei Profile

Schlussfolgerungen

Es konnte gezeigt werden, dass die mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells modellierten, auf Inkubationsmessungen basierende C-Freisetzungsraten zu vergleichbaren Ergebnissen führt wie die Bodenprofilbilanz. Beide Messungen stimmen gut mit den Ergebnissen vieler Untersuchungen von CO₂-C-Freisetzungen aus Niedermooren in Mitteleuropa überein.

Die Bodenprofilbilanz erfordert einen hohen Aufwand und eine sehr gute Dokumentation von Höhen- und Labordaten von verorteten Punkten zu verschiedenen Zeitpunkten. Die Inkubationsmethode dagegen ist leichter einzusetzen. Der Ansatz der Kopplung von CO₂-Produktionsfunktionen mit Wasserhaushaltsmodellen, würde sich auch gut zur Prognose von Klima- und Grundwasseränderungen über längere Zeitperioden auf die CO₂-Freisetzung eignen.

Literatur

Moore TR, Roulet NT, Waddington JM (1998) Carbon cycling-Uncertainties in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. *Climatic Change*, 40, 229-245.

Roulet NT (2000) Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands*, 20, 605-615.

Šimůnek J, Šejna M & van Genuchten M Th (1998) HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0, IGWMC-TPS-70. *International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado*, 202pp.

Zhang Y, Changseng L, Trettin CC, Harbin L & Sun G (2002) An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 16, (4), 9-1-9-17.

Einfluss bodenphysikalischer und bodenchemischer Faktoren auf die Späte Rübenfäule in Zuckerrüben

Jürgen Kühn^{1,2)}, Rudolf Rippel¹⁾,
Urs Schmidhalter²⁾

1 Einleitung

Im niederbayerischen Intensivanbaugebiet bei Plattling stellt die Späte Rübenfäule (*Rhizoctonia solani* Kühn) seit ca. 1990 ein großes Problem für den Zuckerrübenanbau dar. *R. solani* ist ein bodenbürtiger, parasitisch und saprophytisch lebender Pilz.

Als mögliche Ursachen für das Auftreten der Krankheit werden genannt: Bodenverdichtung, hoher Tongehalt der Böden, hohe Bodenfeuchte, Maisvorfrucht, Verschleppung in Bearbeitungsrichtung, ungünstige Nährstoffversorgung und eine Klimaerwärmung.

2. Material und Methoden

Die Untersuchungen fanden während der Jahre 2002 und 2003 auf Praxisschlägen bei Osterhofen im Landkreis Deggendorf statt. Die Messungen erfolgten als Pärchenvergleiche von Befallsstellen ("Befall") und unmittelbar benachbarten nicht befallenen Stellen ("Gesund"). Kontinuierlich wurde die Bodensaugspannung und die Bodentemperatur gemessen. Im zweiten Jahr wurde zusätzlich das Redoxpotential gemessen.

Kurz vor der Ernte erfolgte die Entnahme von Bodenproben, die auf Textur, Kalkgehalt, Lagerungsdichte, Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}), Gesamt-Stickstoff (N_t), Phosphor- (P_2O_5 ; CAL) und Kaliumgehalt (K_2O ; CAL) sowie pH-Wert ($CaCl_2$) analysiert wurden. Auf drei Schlägen wurden 2002 Dünnschliffproben entnommen, und in beiden Jahren erfolgte die Aufzeichnung des regionalen Witterungsverlaufs.

1) Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz, Vöttinger Str. 38, D-85354 Freising-Weihenstephan

2) Lehrstuhl für Pflanzenernährung, Technische Universität München, Am Hochanger 2, D-85354 Freising-Weihenstephan (jkuehn@wzw.tum.de)

3 Ergebnisse

Die Bodensaugspannung zeigte in Befallsstellen in 35 cm Tiefe in beiden Jahren geringere Werte als bei "Gesund" (Tab. 1), die mit 32 bzw. 42 hPa über der Messungenauigkeit der verwendeten Tensiometer liegt. Es waren keine signifikanten Unterschiede zwischen "Befall" und "Gesund" feststellbar, da der Witterungsverlauf einen größeren Einfluss hatte (Abb. 1).

Die Analyse der Bodenproben ergab, dass das C/N-Verhältnis in Ap-Horizonten von Befallsstellen immer bei ca. 8,8 und in gesunden Stellen bei ca. 9,4 lag. Diese Differenz war in der Mehrzahl der Standorte (Lößstandorte) signifikant (Tab. 2).

Keinen oder nur minimalen Bezug zur Späten Rübenfäule zeigten die Bodensaugspannung in 15 cm Tiefe, Bodentemperatur, Redoxpotential, Lagerungsdichte, Textur, Kalkgehalt, pH-Wert, Phosphor-, Kalium-, C_{org} - und N_t -Gehalt.

Tab. 1: Bodensaugspannung in 15 und 35 cm Tiefe bei "Befall" und "Gesund" 2002 und 2003; Mittelwerte aus der gesamten Messperiode; Angaben in hPa

	2002			2003		
	B	G	Δ	B	G	Δ
N	5	5		10	9	
15 cm	-172	-182	10	-451	-407	-44
Std. abw.	17	43		65	72	
35 cm	-129	-161	32	-507	-549	42
Std. abw.	71	77		53	73	
15+35 cm	-150	-171	21	-453	-480	27
Std. abw.	40	57		59	38	

B = "Befall", G = "Gesund"; Δ = Differenz B zu G; Std. abw. = Standardabweichung; N = Anzahl der Messflächen

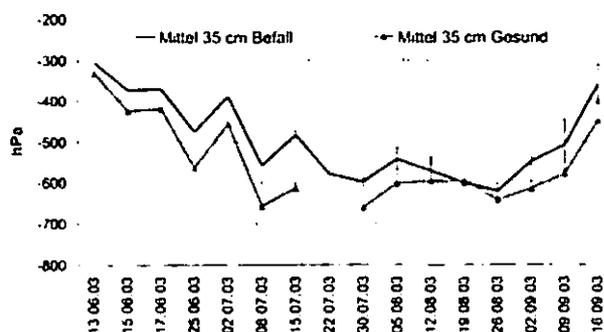


Abb. 1: Bodensaugspannung in 35 cm Tiefe bei "Befall" und "Gesund" in vier Pärchenvergleichen 2003; Mittel der Befalls- und gesunden Stellen

Tab. 2: C_{org}, N_t-Gehalte und C/N-Verhältnis bei "Befall" und "Gesund", 2002 und 2003

Tiefe (cm)	Art	N	C _{org} (mg g ⁻¹)	N _t (mg g ⁻¹)	C/N
Alle Standorte					
0-30	B	55	19,6 a ± 21,0	2,1 a ± 1,9	8,8 a ± 1,4
	G	56	17,1 a ± 16,0	1,8 a ± 1,4	9,4 b ± 0,7
30-60	B	27	21,6 a ± 48,8	1,5 a ± 2,8	10,9 a ± 3,5
	G	26	16,0 a ± 43,5	1,2 a ± 2,4	10,5 a ± 3,1
Lößstandorte					
0-30	B	39	11,1 a ± 2,0	1,2 a ± 0,1	8,9 a ± 1,1
	G	43	11,9 a ± 1,8	1,3 a ± 0,2	9,5 b ± 0,5
30-60	B	18	5,2 a ± 2,0	0,6 a ± 0,2	9,6 a ± 3,1
	G	21	5,5 a ± 2,1	0,6 a ± 0,2	9,5 a ± 1,9
Auenstandorte					
0-30	B	16	40,3 a ± 30,6	4,3 a ± 2,5	8,5 a ± 1,9
	G	13	34,2 a ± 27,3	3,5 a ± 2,3	9,3 a ± 1,2
30-60	B	9	54,3 a ± 77,0	3,5 a ± 4,3	13,5 a ± 3,0
	G	5	60,4 a ± 93,6	3,7 a ± 5,0	15,0 a ± 3,2

B = "Befall", G = "Gesund"; Angabe von Mittelwerten ± Standardabweichung; a, b = signifikante Unterschiede zwischen B und G bei P < 0,05 (Mann-Whitney-U-Test); N = Anzahl Messflächen

Durch die Interpretation der Dünnschliffe ergab sich, dass *R. solani* in Pflanzenresten lebt, von dort auskeimt, durch die Bodenporen hindurchwächst und dann in die Rübe eindringt (Abb. 2).

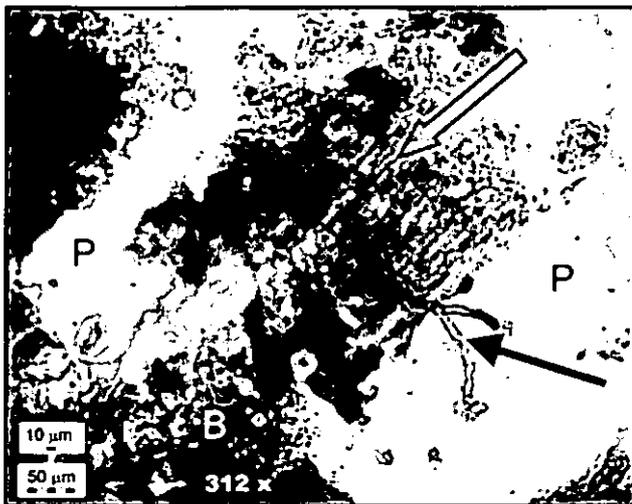


Abb. 2: Keimung und Verzweigung von *R. solani* (schwarzer Pfeil) aus Pflanzenrest (transparenter Pfeil) in eine Pore (P); B = Bodenmatrix; Durchlichtaufnahme

4 Diskussion

Aus dem in Befallsstellen niedrigeren C/N-Verhältnis folgt, dass Art, Alter, Zersetzungsgrad und Beschaffenheit der organischen Bodensubstanz für das Auftreten der Späten Rübenfäule von Bedeutung sein können. Pflanzenreste dienen als Substrat für den Pilz, wie die Dünnschliffe

zeigten. Dies bestätigen LEWIS u. PAPAIVIZAS (1974), SUMNER u. BELL (1986), ZENS et al. (2002) und FÜHRER ITHURRART (2003).

Die Bodensaugspannung zeigte, dass die Wasserversorgung im Boden Einfluss auf die Aktivität von *R. solani* hat. Eine Vielzahl von antagonistisch auf *R. solani* wirkenden Mikroorganismen unterliegt ebenfalls dem Einfluss der Bodenfeuchte (BRYANT et al. 1982; WISEMAN et al. 1986). Aus der Wechselbeziehung der Lebensbedingungen von Rübe, *R. solani* und seinen Antagonisten ergibt sich das Auftreten der Krankheit.

5 Schlussfolgerung

Durch die vorgestellten Arbeiten zeigte sich, dass von den im Untersuchungsgebiet bestimmten bodenchemischen und bodenphysikalischen Parametern die Bodenfeuchte und die Art der organischen Substanz Einfluss auf die Späte Rübenfäule haben.

6 Literatur

BRYANT, R. J., WOODS, L. E., COLEMAN, D. C., FAIRBANKS, B. C., MCCLELLAN, J. F. u. COLE, C. V. (1982): Interactions of Bacterial and Amoebal Populations in Soil Microcosm with Fluctuating Moisture Content. *Appl. Environ. Microbiol.* 43 (4). S. 747-752.

FÜHRER ITHURRART, M. E. (2003): Nachweis und Charakterisierung von *Rhizoctonia solani* (Kühn), dem Erreger der Späten Rübenfäule an Zuckerrüben. Diss. Fak. f. Agrarwiss., Univ. Göttingen. 104 S.

LEWIS, J. A. u. PAPAIVIZAS, G. C. (1974): Effect of Volatiles from Decomposing Plant Tissues on Pigmentation, Growth, and Survival of *Rhizoctonia solani*. *Soil Sci.* 118 (3). S. 156-163.

SUMNER, D. R. u. BELL, D. K. (1986): Influence of Crop Rotation on Severity of Crown and Brace Root Rot Caused in Corn by *Rhizoctonia solani*. *Phytopathology* 76 (2). S. 248-252.

WISEMAN, B. M., NEATE, S. M., OPHEL-KELLER, K. u. SMITH, S. E. (1996): Suppression of *Rhizoctonia solani* Anastomosis Group 8 in Australia and its Biological Nature. *Soil Biol. Biochem.* 28 (6). S. 727-732.

ZENS, I., STEINER, U. u. DEHNE, H.-W. (2002): Auftreten, Charakterisierung und Kontrolle des Erregers der Rübenfäule, *Rhizoctonia solani*, in Nordrhein-Westfalen. *Landwirtschaftliche Fak. d. Univ. Bonn. Schriftenreihe des Lehr- u. Forschungsschwerpunktes USL* 91. 99 S.

7 Danksagung

Wir danken dem Wohlfahrtsfonds der Deutschen Zuckerindustrie e.V., Bonn, für die Finanzierung der Arbeiten.

First results on the application of a high grade artificial humus and long-lasting fertilizer (NOVIHUM®) in the loess plateau of PR China

Landgraf, D.*, Liebner, F.** & L. Böcker*

Introduction

Wind and water erosion have caused serious land losses and desertification all over the world. Large-scale rehabilitation activities to combat desertification and reestablishment of vegetation at highly degraded areas require sufficient supply of microbiologically degradable organic matter next to water and nutrients. Availability and quality of soil organic matter is of great importance for soil genesis and plant growth. Since the natural formation of stable humus is slow, the global lack of soil organic carbon can only be compensated by applying such environmental-friendly organic materials that mostly contribute to the formation of stable humus. An economic and ecologically friendly alternative would be the use of N-modified ligneous biomaterials (young brown-coals, technical lignin etc.), which can be produced by oxidative ammonolysis of the corresponding raw materials. For this purpose, a special procedure has been developed at the Dresden University of Technology that had been transferred from laboratory to pilot plant scale recently. In Northern China the organic carbon contents of the top soils have been decreasing continuously for about 80 years (Lal 2002). On a typical loess area in province Hebei (near Xuanhua) organic carbon contents of about 0.40 to 0.50 % were measured in 2002. Similar low carbon contents are found in desert soils.

Reestablishment of vegetation on such highly degraded areas requires in the first place sufficient supply of water, nutrients and microbiologically degradable organic matter. But, the compensation of lost carbon is very difficult, since formation of high-grade, stable humus fractions is very slow.

Material and Methods

To confirm the positive results of NOVIHUM® in the Loess plateau of China, one agricultural and one forest field trial has been established near Xuanhua, Province Hebei in May of 2002 (Fig. 1).

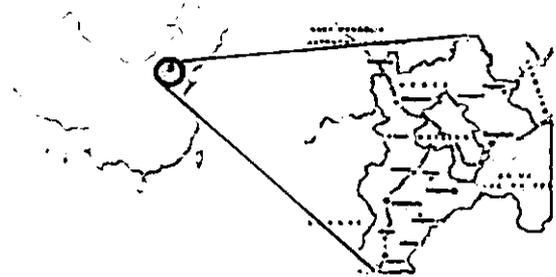


Fig. 1: The study area in Hebei Province, PR China

Five typical agricultural plants of the region were selected for this trial: beans (*Phaseolus coccineus*), tomatoes (*Lycopersicon esculentum*), egg plant (*Solanum melongena*), cucumber (*Cucumis sativus*) and paprika (*Capsicum annum*). Two variants of NOVIHUM® application rates (0.5 and 1.0 wt.-% related to the soil weight of the planting pits) have been tested for each plant species in comparison to a control variant (no fertilization).

	1.0	0.5	C	C	0.5	1.0	
C	1.0	0.5	C	C	0.5	1.0	1.0
C	1.0	0.5	C	C	0.5	1.0	1.0

- tomatoes (*Lycopersicon lycopersicum*)
- egg plant (*Solanum melongena*)
- cucumber (*Cucumis sativus*)
- paprika (*Capsicum annum*)
- beans (*Phaseolus vulgaris ssp. vulgaris*)

Fig. 2: Agricultural experiment design in Hebei province (PR China)

For the forest trial five windbreaker belts, each 150 m in length and 15 m in width were planted on an area of about 2 hectares. Thus, more than 8000 trees of the species Oriental Arborvitae (*Platycladus orientalis*) and Scots Pine (*Pinus sylvestris*) were planted. The height of the two years old seedlings were about 10-15 cm (pine) and 20-30 cm (arborvitae), respectively, when planted. Two variants of NOVIHUM® application rates (0.35 and 0.70 wt.-%) have been tested for each tree species in comparison to a standard urea fertilization (50 kg N ha⁻¹ = 2.3 g/plant) and a control variant (no fertilization) (Fig. 3).

* Research Institute of Post Mining Landscapes, Brauhausweg 02, D-03238 Finsterwalde, d.landgraf@fib-ev.de
 ** Institute of Plant and Wood Chemistry, Faculty of Forest, Geo and Hydro Sciences, Dresden University of Technology, P.O. 1117, D-01735 Tharandt, Germany

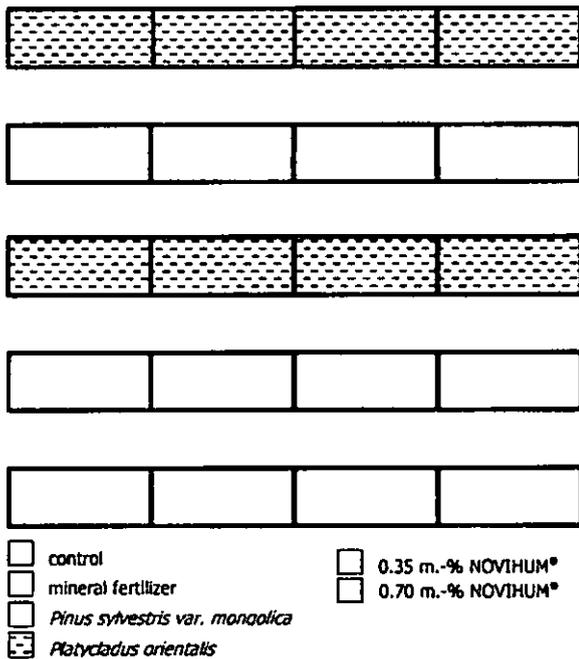


Fig. 3: Forest experiment design in Hebei province (PR China)

The survival rates of the plantations were determined in September 2004 by counting the number of dead trees within a basic population of 100 trees per variant and windbreaker belt. Furthermore, the height and the root collar diameter have been measured for the same number of trees.

Results

The results in 2002 revealed a significant yield improvement of all investigated agricultural plants with increasing application of NOVIHUM® up to 31 % (cucumber) (Fig. 4).

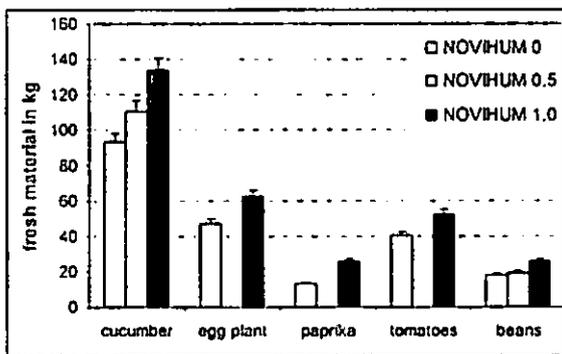


Fig. 4: Yields of different vegetables in dependence of different application rates of NOVIHUM®

The results of survival analysis and height measurements indicate that Oriental Arborvitae (*Platycladus orientalis*) seems to be well suited for afforestation in Northern China.

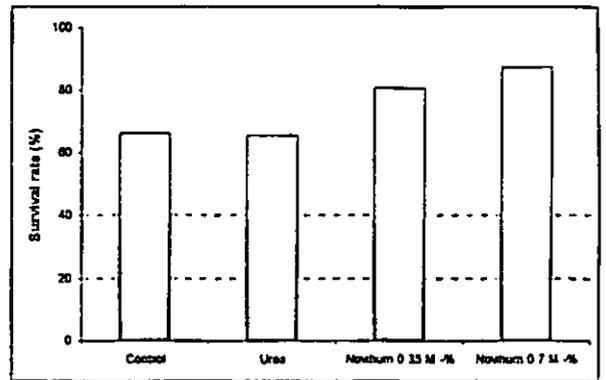


Fig. 5: Survival rate of young seedlings two years after transplanting to the open field

Independent of the type of soil treatment, the survival rates of this tree species can be higher than 90 % when healthy (Fig. 5). After 2 years the average height of the plants was about 85 ± 15 cm. In contrast, the survival rates of the Pine plantations were significantly increased by the humic matter application. Whereas the survival rates for the control and urea variants were only about 66 %, the application of 0.7 weight-% NOVIHUM® in the plant medium resulted in a survival rate of about 87 % (Fig. 5).

Summary

NOVIHUM® can be assessed as an environmental-compatible, high-grade humus substitute which provides soil improving and long-term fertilizing effects. Both, agricultural and silvicultural field tests have shown that the novel humus material can be used for cultivation and rehabilitation purposes in the loess plateau (PR China). The use of brown coals (even low-grade) in world-wide battle against desertification would open-up an innovative field of using this natural resource.

Acknowledgement

The project was funded by the Federal Ministry of Education and Research (project-No.: 0339739). The company NSG Ltd. is thanked for the great support in operating and maintaining the pilot plant.

References

Lal, R. (2002): Soil carbon sequestration in China through agricultural intensification and restoration of degraded and desertified ecosystems. Land Degradation & Development Vol. 13, 469-478

Liebner, F.^a, Fischer, K.^a, Katur, J.^{b,c} and L. Böcker^b (2005): NOVIHUM® - high grade artificial humus and long-lasting fertiliser for accelerated rehabilitation of degraded areas. In UNESCO Ecological Book Series III; accepted for publication

Messung und 2D-Modellierung der Bodenwasserdynamik und der N₂O-Emission an einem stauwasserbeeinflussten Hang im Schwarzwald

Marc Lamers¹, Joachim Ingwersen¹ & Thilo Streck¹

Einleitung und Zielsetzung

Lachgas (N₂O) ist nach Wasser (H₂O), Kohlendioxid (CO₂) und Methan (CH₄) ein wichtiges Treibhausgas und trägt zur Zeit ca. 5% zum anthropogenen Treibhauseffekt bei. Der Beitrag temperater Wälder zum globalen N₂O-Budget wird auf 7% (1,0 10⁹ kg N a⁻¹) geschätzt (IPCC, 2001), wobei besonders hydromorphe Böden eine bedeutende Quelle für N₂O-Emissionen darstellen.

Mit Ausnahme von Wetland-DNDC (Zhang et al., 2002) werden in den bisher verfügbaren N₂O-Emissionsmodellen hydromorphe Böden nicht speziell berücksichtigt. Daher ist das Ziel dieser Arbeit, den Einfluss lateraler Wasserflüsse und ausgeprägter Stauwasserdynamik zu erfassen und in die hangskalige Simulation der N₂O-Emission zu integrieren.

Untersuchungsgebiet

Für die Felduntersuchungen wurde ein 86-jähriger Fichtenstandort des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald, Gemeinde St. Märgen) ausgewählt.

Auf lehmig-steinigen periglazialen Schuttedecken hat sich entlang eines Vernässungsgradienten eine für den Schwarzwald repräsentative Bodenvergesellschaftung mit folgenden Bodentypen entwickelt: Lockerbraunerde (BBI), Normstagnogley (SGn), Niedermoor-Stagnogley (HN-SG), Übergangserdmoor (Kvu), und Oxigley (GGx).

Das subatlantisch geprägte Klima bedingt einen durchschnittlichen Jahresniederschlag von 1600 mm und eine Jahresmitteltemperatur von 6 °C.

Material und Methoden

Das wöchentliche Arbeitsprogramm am Untersuchungsstandort beinhaltete (1) die Messung der N₂O-Freisetzung mittels der „closed-chamber“-Methode, wobei jeder Bodentyp (n = 6) mit zwei Kammern (Grundfläche 1 m²) ausgestattet war, und (2) Messungen wichtiger bodenhydrologischer Größen an 10 Messprofilen entlang eines 170 m langen Transekt (volumetrischer Wassergehalt, Matrixpotential, Stauwasserstand). Zusätzlich wurden wichtige Wetterdaten (Luft- Bodentemperatur, Niederschlag, Luftfeuchte etc.) mit Hilfe von festinstallierten Messeinrichtungen kontinuierlich und zeitlich hoch aufgelöst erfasst.

Zum besseren Prozessverständnis der am Hang auftretenden hydrologischen Prozesse wurde die Tiefe der wasserstauenden Schicht (Basislage der periglazialen Schuttedecke) mit einem refraktionsseismischen Verfahren (Hammerseismik) kartiert. Daran anknüpfend wurde im Bereich des Niedermoor-Stagnogleys ein kleinräumiger Tracerversuch durchgeführt. Zur Anwendung kamen die beiden konservativen Tracer Bromid und Chlorid.

Modelle und Software

Zur Modellierung der N₂O-Freisetzung wurde zunächst das biogeochemische Modell Wetland-DNDC (Zhang et al., 2002) ausgewählt. Da eine manuelle Parameteroptimierung sehr zeitaufwendig und die Beurteilung, ob ein globales oder lokales Minimum gefunden wurde, schwierig ist, wurde das Program (Version 3.061; Poeter & Hill, 1998) zur Parameteroptimierung mit Wetland-DNDC gekoppelt. Zur Modellierung der Bodenwasserdynamik werden zwei Ansätze verfolgt: (1) Verwendung des in Wetland-DNDC integrierten empirischen 1-D Modells und (2) Simulation der Bodenwasserdynamik mit dem Finiten-Elemente-Modell Hydrus 2D, das die Richards-Gleichung numerisch löst (Simunek et al., 1999).

Vorläufige Messergebnisse

Die Messergebnisse zeigen, dass die Bodentypen des Untersuchungsgebietes eine deutliche hierarchische Gliederung hinsichtlich ihrer N₂O Emissionsraten aufweisen. Oszillierende Stauwasserstände und die dadurch hervorgerufenen stark reduzierenden Bedingungen führen bei den Stagnogleyen zu einer signifikant höheren N₂O-Freisetzung gegenüber den Böden, die nahezu durchgängig oxidative Verhältnisse (Braunerde, Oxigley) aufweisen (durchschnittliche Jahresemissionen: BBI 0,74; GGx 0,34; SGn 1,61 und HN-SG 1,85 kg N-N₂O ha⁻¹ a⁻¹). Das Übergangserdmoor kann mit einer durchschnittlichen Jahresemission von 3,6 kg N-N₂O ha⁻¹ a⁻¹ als lokaler „Hot Spot“ der Lachgasfreisetzung angesehen werden (vgl. Abb.1).

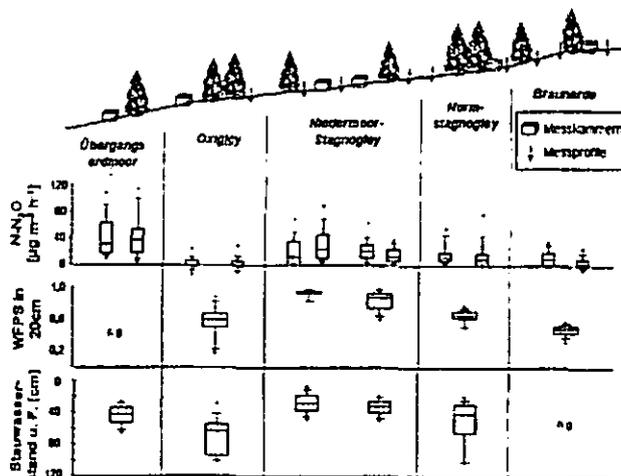


Abb. 1: N₂O-Emission, Bodenfeuchte und Stauwasserstände für die verschiedenen Bodentypen der Messcatena „Wildmooswald“ (Messzeitraum 2003 und 2004).

Durch die Auswertung der refraktionsseismischen Messungen konnte eine unregelmäßige Tiefenverteilung der stauenden Schicht nachgewiesen werden. Diese lässt die Vermutung zu, dass sich aufgrund denaturativer Hangprozesse periglaziale Fließloben ausgebildet haben, die maßgeblich die holozäne Bodenentwicklung beeinflusst haben. Mit Hilfe des Tracerversuchs konnte die Vermutung bestätigt werden, dass am Untersuchungsstandort starke laterale und präferentielle Flüsse auftreten, die den Wasserhaushalt erheblich mitbestimmen.

¹ Universität Hohenheim (310d)
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), FG Biogeochemie
 D-70599 Stuttgart
 Email: mlamers@uni-hohenheim.de

Modellierungsergebnisse

Sowohl mit Wetland-DNDC als auch mit Hydrus-2D konnten die Stauwasserstände für den Normstagnogley nicht zufriedenstellend simuliert werden (vgl. Abb. 2).

Während Wetland-DNDC die zeitliche Dynamik der Wasserstände für das Jahr 2004 mehr oder weniger ausreichend reproduziert, wird die sommerliche Trockenperiode 2003 nicht zufriedenstellend abgebildet.

Die Simulationsergebnisse mit Hydrus-2D zeigen hingegen, dass zwar die Phase der Austrocknung andeutungsweise modelliert werden kann, jedoch die Phase der Wiederbefeuchtung im Herbst nicht nachvollzogen wird. Allerdings wurde für diese Simulation noch keine Parameteroptimierung durchgeführt, sodass zukünftig von einer weiteren Verbesserung der Ergebnisse auszugehen ist.

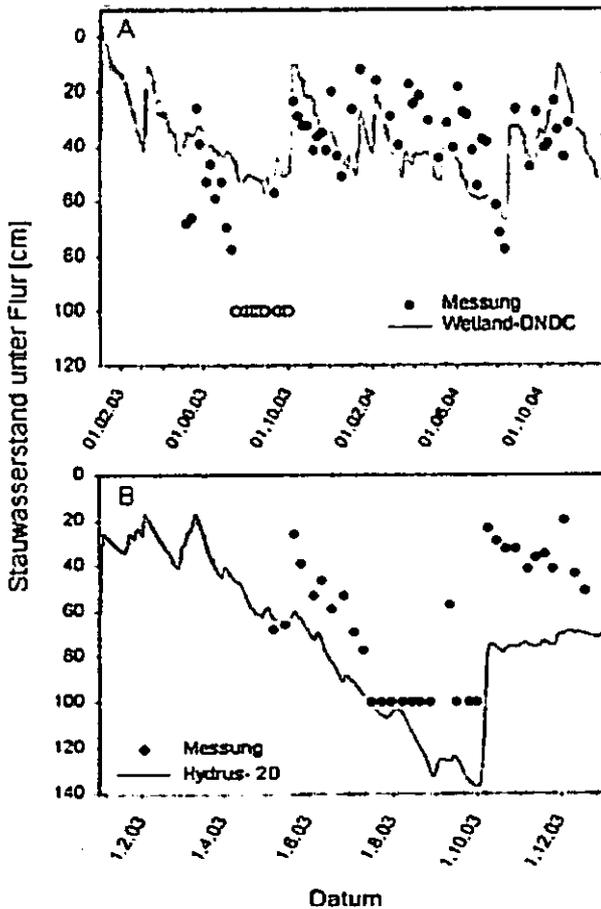


Abb.2: Modellierung der Stauwasserstände des Normstagnogleys mit (A) Wetland-DNDC und (B) Hydrus-2D.

Da die Bodentemperatur neben dem Bodenwassergehalt der zweite wichtige abiotische Faktor für die Simulation biochemischer Prozesse im Boden ist, wurde zunächst versucht, die beobachteten Bodentemperaturen mit Wetland-DNDC zu simulieren. Wie in Abbildung 3 erkennbar, werden die gemessenen Bodentemperaturen von Wetland-DNDC nicht zufriedenstellend simuliert. Während im Sommer die gemessenen Temperaturen bis zu 8°C überschätzt werden, kommt es im Winter zu einer Unterschätzung. Letzteres kann gerade im Hinblick auf die Simulation erhöhter N₂O-Emissionen durch das Auftreten von Frost-Tau-Zyklen zu falschen Ergebnissen führen.

Da die Optimierung dieser Modellergebnisse durch die Nichtverfügbarkeit des Quellcodes erheblich eingeschränkt wird und zusätzlich eine unvollständige Modelldokumentation die Modelldanpassung enorm erschwert, wurde im Rahmen dieser

Arbeit von einer Fortsetzung der Modellierung mit Wetland-DNDC abgesehen

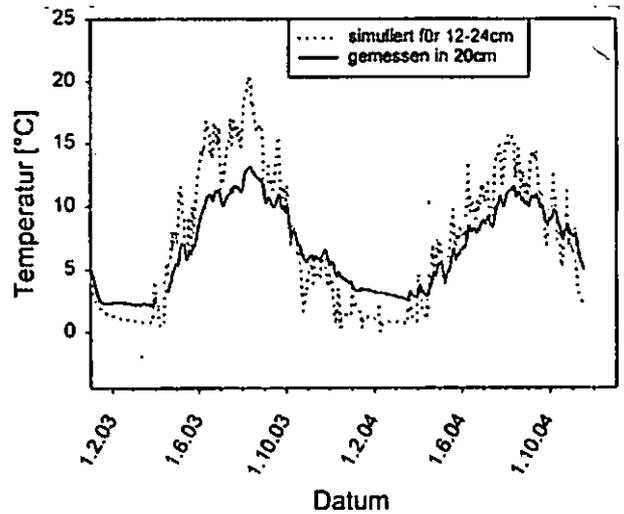


Abb. 3: Gemessene und mit Wetland-DNDC simulierte Bodentemperaturen in 20 cm Tiefe.

Schlussfolgerungen und Ausblick

Erste Simulationen zeigen, dass durch die Kopplung von Wetland-DNDC mit UCODE Modellparameter effizient optimiert werden können.

Die Modellergebnisse mit Hydrus-2D müssen verbessert werden, um sie für eine Simulation der N₂O-Emissionen verwenden zu können. Zukünftig werden die Ergebnisse mittels inverser Simulationen optimiert. Da ohne Zugriff auf den Quellcode von Wetland-DNDC eine Modelldanpassung nicht möglich war, entwickeln wir derzeit ein neues Modell zur Simulation der N₂O-Freisetzung von stauwasserbeeinflussten Böden.

Literatur

IPCC: Climate Change (2001): The scientific basis. contribution of working group I to the third assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, USA.
 Poeter, E. P. und M. C. Hill (1998): Documentation of ucode, a computer code for universal inverse modeling. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigation Report 98-4080.
 Simunek, J., Sejna, M. und M. Th. van Genuchten (1999): Simulating water flow and solute transport in two-dimensional variability saturated media. Manual, IGWMC-TPS 53C.
 Zhang, Y., Li, C., Trettin, C. C., Li, H. und G. Sun (2002): An integrated model of soil, hydrology, and vegetation for carbon dynamics in wetland ecosystems. Global Biogeochem. Cycles, 16(4).

Modellierung der Kohlenstoffdynamik in Ackerböden mit dem Rothamsted Carbon Model

Bernard Ludwig¹, Mirjam Helfrich^{1,2}, Heiner Flessa²

Einleitung

Eine Vielzahl an Modellen für den C-Umsatz wurde bereits entwickelt und Berichte über erfolgreiche Modellierungen sind häufig (Smith et al., 1997). Leider wurde aber in vielen Modellierungsarbeiten nicht streng genug getrennt in der Darstellung und Diskussion der Ergebnisse, ob es sich lediglich um erfolgreiche Kalibrierungen oder um unabhängige Validierungsergebnisse handelt. Zielsetzung war die Überprüfung der Eignung des Rothamsted Carbon Model zur Simulation der C-Dynamik in Ackerböden

Material

Beprobt wurden die Standorte Rothalmünster und „Ewiger Roggenbau“ in Halle. Auf dem Halle-Standort existiert eine mineralisch gedüngte (R_{NPK}) Roggen-Monokultur seit 1878. 1961 erfolgte auf einer Teilfläche die Einrichtung einer gedüngten Mais-Monokultur (M_{NPK}). Der Standort Rothalmünster war vermutlich für Jahrhunderte Dauergrünland bis 1960, gefolgt von Weizenanbau, seit 1979 wird eine Mais-Monokultur (NPK-Düngung) angebaut.

Modellierung

Das Rothamsted Carbon Model (Coleman & Jenkinson, 1999) wurde eingesetzt, um den Verbleib des maisbürtigen C in den verschiedenen Modell-C-Pools „decomposable plant material“, „resistant plant material“, „microbial biomass“, „humified organic matter“ und „inert organic matter“ (IOM) zu bestimmen. Die Modellierung wurde jeweils für den Pflughorizont durchgeführt. Die im Modell benötigten Klimadaten stammten von einer nahen Klimastation. Eine ausführliche Beschreibung der Modellierung ist bei Ludwig et al. (2003) und (2005) zu finden.

Für den Halle-Standort erfolgte die Abschätzung des jährlichen Mais-C-Inputs anhand des C_4 -bürtigen C-Vorrats. Der ermittelte Wert ($0.09 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) war nahe dem aus der Abschätzung über Ertrag und Verhältnis an unter- zu oberirdischer Biomasse erhaltenen ($0.08 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Der jährliche Roggen-C-Input und die Menge an IOM wurden anhand der C_3 -SOC-Vorräte der Flächen R_{NPK} und M_{NPK} erhalten. Der so erhaltene Roggen-C-Input ($0.09 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) lag wiederum sehr nahe der unabhängigen Abschätzung aus dem Ertrag ($0.08 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$). Die IOM-Menge betrug 2.5 kg C m^{-2} .

Für den Rothalmünster-Standort wurde ähnlich vorgegangen. Die Falloon-Gleichung wurde zur näherungsweisen Abschätzung der Menge an IOM verwendet (Falloon et al., 1998). Für die Annahme des Fließgleichgewichts für die jahrhundertelange Grünlandnutzung bis 1960 wurde ein C-Eintrag von $0.39 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ erhalten. Die unabhängig

über den Ertrag abgeschätzten C-Einträge plus den C-Einträgen durch zurückgelassene Ernterückstände wurden für die Jahre 1961-1978 (C_3 -Pflanzen) und 1979-2002 (Mais) eingesetzt. Die erhaltenen Werte für IOM und die jährlichen C_3 - und Mais-Einträge waren 0.52 kg C m^{-2} und 0.27 bzw. $0.63 \text{ kg C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$.

Ergebnisse und Diskussion

Für den Halle-Standort wurde eine sehr gute Übereinstimmung zwischen modellierten und gemessenen Werten sowohl für die gesamten als auch die maisbürtigen C-Vorräte gefunden (nicht gezeigt). Diese sehr gute Übereinstimmung in Kombination mit den plausiblen C-Inputs (s.o.) zeigten die gute Eignung des Roth-C-Modells für diesen Standort (Ludwig et al., 2003).

Bei Rothalmünster-Standort gab das Modell den Verlauf des C_3 -bürtigen SOC-Vorrats gut wieder (Abb. 1), was zeigte, dass nur sehr geringe Mengen an IOM in diesem Boden vorhanden sind. Die Unterschiede zwischen gemessenen und modellierten C_4 -bürtigen C-Vorräten zeigen deutlich, dass das Rothamsted Carbon Model bei unabhängiger Parametrisierung für den Standort Rothalmünster nur semiquantitative Prognosen ermöglicht

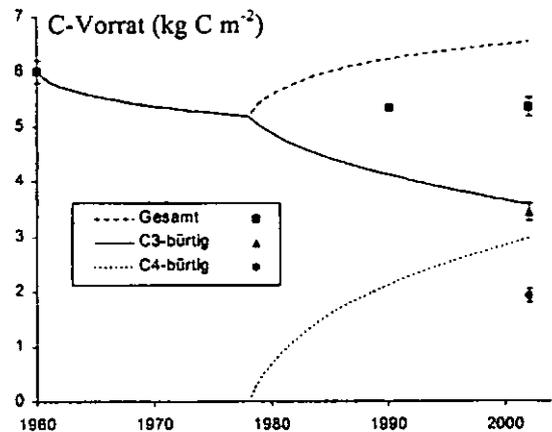


Abb. 1. C-Vorrat des Dauergrünlands, das in eine Ackerfläche mit C_3 -Kulturen umgewandelt wurde (1961-1978) und anschließend mit Mais bewirtschaftet wurde (1979-2002). Die Symbole repräsentieren Messergebnisse, die Linien zeigen die Modellergebnisse.

Danksagung

Die Studie wurde von der DFG im SPP 1090 gefördert.

Literatur

- Coleman, K. and Jenkinson, D.S. 1999. ROTHC-26.3. A Model for the Turnover of Carbon in Soil. Model Description and Windows Users Guide. Lawes Agricultural Trust, Harpenden.
- Falloon, P., Smith, P., Coleman, K. and Marshall, S. 1998. Soil Biol. Biochem. 30, 1207-1211.
- Ludwig, B., John, B., Ellerbrock, R., Kaiser, M. and Flessa, H. 2003. Eur. J. Soil Sci., 54, 117-126.
- Ludwig, B., Helfrich, M. and Flessa, H. 2005. Plant Soil, in press.
- Smith, P., Smith, J.U., Powlson, D.S., McGill, W.B., Arah, J.R.M., Chertov, O.G., Coleman, K., Franko, U., Froking, S., Jenkinson, D.S., Jensen, L.S., Kelly, R.H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A.S., Li, C., Molina, J.A.E., Mueller, T., Parton, W.J., Thornley, J.H.M. and Whitmore, A.P. 1997. Geoderma, 81, 153-225.

¹Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

²Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, Universität Göttingen, 37077 Göttingen



Mineralisation und Pflanzenverfügbarkeit von N aus leicht umsetzbaren organischen Düngern pflanzlicher Herkunft

Torsten Müller¹ und

Peter v. Fragstein und Niemsdorff²

Einleitung

Traditionell wurden im ökologischen Gemüseanbau leicht umsetzbare organische Abfälle tierischer Herkunft wie Horn- und Blutmehl als Dünger eingesetzt. Als Folge des BSE-Skandals und bereits voraus gegangener Kritik an dieser Praxis wurden Düngemittel tierischer Herkunft mit Ausnahme von Hornprodukten aus den Richtlinien der Anbauverbände für Ökologischen Landbau gestrichen. Eine Strategie zum Ausgleich der dadurch entstandenen Nährstoffengpässe ist der Einsatz leicht umsetzbarer organischer Düngemittel pflanzlicher Herkunft (Vegetabile Düngemittel).

Der größte Teil der verwendeten Düngemittel tierischer Herkunft sowie der vegetabilen Düngemittel (z.B. Rizinusschrot) wird zugekauft. Nur selten stammen die Rohmaterialien aus kontrolliert Ökologischer Landwirtschaft. Häufig machen die Hersteller nur grobe Angaben wodurch die Herkunft im Unklaren bleibt. Von besonderem Interesse sind daher neben kommerziell vertriebenen Produkten innovative hofeigene Vegetabile Düngemittel wie etwa Leguminosenkörnerschrote.

In Inkubationsversuchen unter kontrollierten Bedingungen (Müller und v. Fragstein, 2005a) sowie in Gefäßversuchen wurde eine ganze Reihe an Vegetabilen Düngemitteln vergleichend untersucht. Wichtige Ergebnisse können wie folgt zusammengefasst werden:

- Beim Umsatz von vegetabilen Düngemittel und Gründüngern mit engem C/N-Verhältnis besteht für die Netto-N-Mineralisation und den Einbau von N in die mikrobielle Biomasse keine klare Temperaturabhängigkeit.
- Beim Umsatz dieser Materialien werden erhebliche Mengen an bodenbürtigem N mobilisiert (N-Primingeffekt).
- Beim Umsatz dieser Materialien treten lösliche N-reiche organische Verbindungen auf, welche bei Anwesenheit lebender Wurzeln verschwinden.

- Innovative Vegetabile Düngemittel, insbesondere Leguminosenkörnerschrote, haben das Potential, Düngemittel tierischer Herkunft und Vegetabile Düngemittel zweifelhafter Herkunft zu ersetzen. Dies gilt insbesondere für das zeitige Frühjahr mit seiner temperaturbedingt nur langsam in Gang kommenden Netto-N-Mineralisation aus dem Bodenvorrat.

In den im Folgenden dargestellten Untersuchungen ging es darum, diese Erkenntnisse unter Feldbedingungen zu verifizieren.

Material und Methoden

Die ersten Feldversuche wurden 2003 auf der ökologisch bewirtschafteten Hessischen Staatsdomäne Frankenhausen (Bioland, Naturland) bei Kassel durchgeführt. Bei dem Boden am Versuchsstandort handelte es sich um ein Kolluvisol, (Ut3, pH(CaCl₂) 7,2). Die untersuchten Düngemittel waren Rizinusschrot (Presskuchen, 5% N), Körnerschrote der Gelben Lupine (6,3% N) und der Ackerbohne (3,9% N) sowie Phytoperls[®] (fermentierte Rückstände der Maisverarbeitung, 8% N). Getrennte Versuche wurden für Radieschen (*Raphanus sativus* L. var. *sativus*, Start 26.03.03) und Weißkohl (*Brassica oleracea* L. convar. *capitata* var. *alba*, Start 03.04.03) mit unterschiedlichen Dünger-Aufwandmengen an Gesamt-N angelegt:

Radieschen: 0/80/140 kg N ha⁻¹

Brache: 0/80/140 kg N ha⁻¹

Weißkohl: 0/120/240 kg N ha⁻¹

Im Radieschenversuch wurden Plastikzylinder (d=30 cm, h=30 cm) in den Boden eingeschlagen, gejätet und als Brache mitgeführt. Die Versuchsanlagen waren voll randomisiert (Blockanlage bzw. Lateinisches Quadrat) mit 4 bzw. 5 Versuchsp parallelen. Genaue Angaben zur Versuchsanlage finden sich bei v. Fragstein und Müller (2005).

Die zweite Versuchsreihe wurde auf dem ökologisch bewirtschafteten Betrieb Kleinhohenheim (Demeter) bei Stuttgart durchgeführt (Riehle et al., 2005). Am Versuchsstandort handelte es sich hier um eine Parabraunerde (Ut3). Die eingesetzten Düngemittel waren Hornmehl (12% N), Bioilsa[®] (tierisch-pflanzlicher Mischdünger aus Tierhaaren, Federmehl und pflanzlichen Ölkuchen mit 11 % N) und

¹ Institut für Pflanzenernährung, Universität Hohenheim, (330), 70593 Stuttgart, e-mail: tmuller@uni-hohenheim.de

² FG Ökologischer Land- und Pflanzenbau, FB Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel

N) und Maltaflor[®] (Malzkeime, Vinasse, 4% N). Am 23.03.05 wurden getrennte Versuche mit Weißkohl und Kopfsalat (*Lactuca sativa* L. var. *capitata*) und folgenden Düngeraufwandmengen an Gesamt-N (Kontrolle/praxisüblich) angelegt:

Weißkohl: 0/218 kg N ha⁻¹

Kopfsalat: 0/124 kg N ha⁻¹

Bei den Versuchsanlagen handelte es sich um voll randomisierte Lateinische Quadrate mit 4 Versuchsp parallelen. Von diesen Experimenten liegen erst Teilergebnisse vor.

Neben Bonituren, Zwischen- und Schlussernten (Frisch-, Trockenmasse, N-Gehalte des Ernteguts) wurden im Boden N_{min} (NH₄⁺, NO₃⁻), mikrobielle Biomasse (C und N, CFE-Methode) sowie K₂SO₄-extrahierbare organische Substanz (C und N) gemessen.

Bei allen Versuchen wurde eine Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt. Bei signifikanten Unterschieden für den Faktor Dünger in der ANOVA (p<0,05) wurde ein Tukey-test durchgeführt (HSD, p<0,05) um Unterschiede zwischen den einzelnen Düngevarianten zu ermitteln.

Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse und Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen im Wesentlichen die Erkenntnisse aus den Inkubations- und Gefäßversuchen. Sowohl mit Hornmehl als auch mit dem bereits weit verbreiteten Rizinusschrot konnten andere vegetabile Düngemittel, hinsichtlich ihrer Düngewirkung (Ertrag, N-Entzug) konkurrieren.

Zu erwähnen ist insbesondere noch, dass einzelne vegetabile Düngemittel (Leguminosenkörnerschrote, Phytoperls, Maltaflor) verglichen mit Hornmehl und Rizinusschrot bei gleichen Erträgen und N-Entzügen zu niedrigeren Nitratgehalten in der marktfähigen Ware führten.

Besonders bei Gelbem Lupinenschrot konnten in den Bracheringen mit einer Netto-N-Mineralisation von bis zu 125 % Dünger N deutliche Primingeffekte nachgewiesen werden.

Der N-Entzug durch das Erntegut lag bei maximal 50 % des zugeführten Dünger-N. Nach der Ernte blieben besonders bei den flach wurzelnden Radieschen bis zu 100 kg N_{min} ha⁻¹ auf dem Feld zurück, die von einer Folgefrucht im selben Jahr ausgenutzt werden sollten.

Am Versuchsende konnte in den Bracheringen signifikant mehr K₂SO₄-löslicher N_{org} als in den Radieschenparzellen nachgewiesen werden. Gleichzeitig war die mikrobielle Biomasse (N_{mik}) in den Bracheringen signifikant größer als in den Radieschenparzellen. Eine Immobilisation von leicht verfügbarem N_{org} durch die Rhizosphärenmikroflora erscheint daher als Erklärung unwahrscheinlich. Ähnliche Beobachtungen wurden von Wichern (2005) in Säulenversuchen mit Erbsen gemacht. Ob eine direkte Aufnahme von N_{org} durch Pflanzenwurzeln oder eine verstärkte Mineralisation in der Rhizosphäre trotz abnehmender mikrobieller Biomasse eine Rolle spielt, kann nur durch den Einsatz von Isotopen geklärt werden. Die Ergebnisse werden ausführlicher in Müller und v. Fragstein (2005b), v. Fragstein und Müller (2005) sowie Riehle et al. (2005) dargestellt.

Referenzen

- Müller T. und von Fragstein zu Niemsdorff P. (2005a): Organic fertilisers derived from plant materials: I. Soil turnover at low and moderate temperatures. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.*, under revision.
- Müller T. and von Fragstein zu Niemsdorff P. (2005b): Organic fertilisers derived from plant materials: II. Soil turnover in field trials. *J. Plant. Nutr. Soil Sci.*, under revision.
- Riehle J., Schenck z. S.-M. M., Reißner S., Bucher H., Schulz R. und Müller, T. (2005): *Organische Handelsdünger im Vergleich*. Noch nicht publizierte Ergebnisse einer laufenden Masterarbeit, Inst. f. Pflanzenernährung, Universität Hohenheim.
- von Fragstein zu Niemsdorff, P. and T. Müller (2005): Plant based organic fertilisers – a viable nutrient source for organic market gardens. *Acta Horticultura*, submitted.
- Wichern F. (2005): *Rhizodeposition von C und N sowie dessen mikrobieller Umsatz im Freiland unter den Bedingungen des Ökologischen Pflanzenbaus*. Noch nicht publizierte Ergebnisse einer laufenden Doktorarbeit. Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung, Universität Kassel.

Danksagung

Dank gilt allen Mitarbeitern. Die Arbeiten wurden finanziert vom BMVEL im Rahmen des Bundesprogramms Ökologischer Landbau (Projektnr. 02OE169), der deutschen Forschungsgemeinschaft und der Firma Biofa.

Ex ante Simulationen des Einflusses agrarpolitischer Massnahmen auf Treibhausgasemissionen landwirtschaftlicher Böden Baden-Württembergs

H. Neufeldt¹, M. Schäfer², E. Angenendt²,
M. Kaltschmitt¹ und J. Zeddies²

Einleitung

Angesichts eines Anteils von ca. 9% an der Gesamtemission von Treibhausgasen (THG) in der BRD, sind auch im landwirtschaftlichen Sektor agrarpolitische Massnahmen zur Senkung der THG-Emissionen sinnvoll und notwendig. Realistische Schätzungen der Minderungspotentiale landwirtschaftlicher Böden sind jedoch kaum verfügbar, da die meisten Modelle die ökonomisch induzierten Anpassungen auf agrarpolitische Massnahmen nicht berücksichtigen. Denkbare Politikinstrumente zur Senkung der Emission von THG (z.B. Emissionssteuer, Stickstoffsteuer, Extensivierung der Besatzdichte oder Emissionskontingente) würden jedoch zu einer Verschiebung der Anbaustruktur und Nutzungsintensität führen und auf diese Weise die tatsächlichen Minderungspotentiale beeinflussen. Durch die Kopplung eines agrarökonomischen Sektormodells mit einem prozessorientierten Ökosystemmodell kann dieses Problem überwunden werden, so dass realistische ex ante Simulationen des Einflusses agrarpolitischer Massnahmen auf die bodenbürtigen Emissionen klimarelevanter Gase möglich werden.

Material und Methoden

Das agrarökonomische Sektormodell EFEM (Angenendt, 2003; Schäfer et al., 2004, Schäfer, 2005) wurde mit dem Agrarökosystemmodell DNDC (Li, 2000) über eine GIS-basierte Datenbank gekoppelt. EFEM ist ein linearer Programmierungsansatz, mit dem alle typischen Betriebssysteme in Baden-Württemberg auf betrieblicher und regionaler Ebene abgebildet werden können. DNDC simuliert den gesamten C- und N-Kreislauf landwirtschaftlicher Böden für eine Vielzahl von Standorten und Kulturen auf der Basis der Boden-, Nutzungs-, Klima- und Aktivitätsdaten. Eine genaue Beschreibung und Validierung des ökonomisch-ökologischen Modells findet sich in Neufeldt et al. (2005), und die Erstellung der georeferenzierten Datenbasis ist in Neufeldt (2005) dargestellt.

Die Politikinstrumente, die für den Vergleich mit dem Referenzszenario ausgewählt wurden, sind: (a) eine Emissionssteuer (E-tax) mit 30 € pro Tonne CO₂-eq, (b) eine Stickstoffsteuer (N-tax) mit dreifachem Preis für synthetische N-Dünger, (c) eine Extensivierung der Viehbesatzdichte um 20% (Extens) sowie (d) eine Emissionskontingentierung mit Reduktion der CO₂-eq um 15% (E-kont). Die vier Szenarien basieren auf der Analyse des gesamten landwirtschaftlichen Sektors von Baden-Württemberg unter der Massgabe einer gesamtbetrieblichen THG-Reduktion von mindestens 10% bei einem Einkommensverlust von nicht mehr als 10%. Eine detaillierte Beschreibung aller Massnahmen findet sich in Schäfer (2005).

Ergebnisse und Diskussion

Die Simulation der verschiedenen Politikinstrumente führt zu unterschiedlichen Reaktionen auf der Ebene der Kulturen, die in Abb. 1 als relative Änderungen im Vergleich zum Referenzszenario (Tab. 1) dargestellt sind. Wein- und Obstflächen (im wesentlichen Äpfel) sind nicht abgebildet, da diese Dauerkulturen so hohe Deckungsbeiträge erwirtschaften, dass es zu keinerlei Änderung gegenüber der Referenzsituation kommt. Stilllegungsflächen ändern sich aufgrund gesetzlicher Vorschriften nicht und sind deshalb auch nicht aufgeführt.

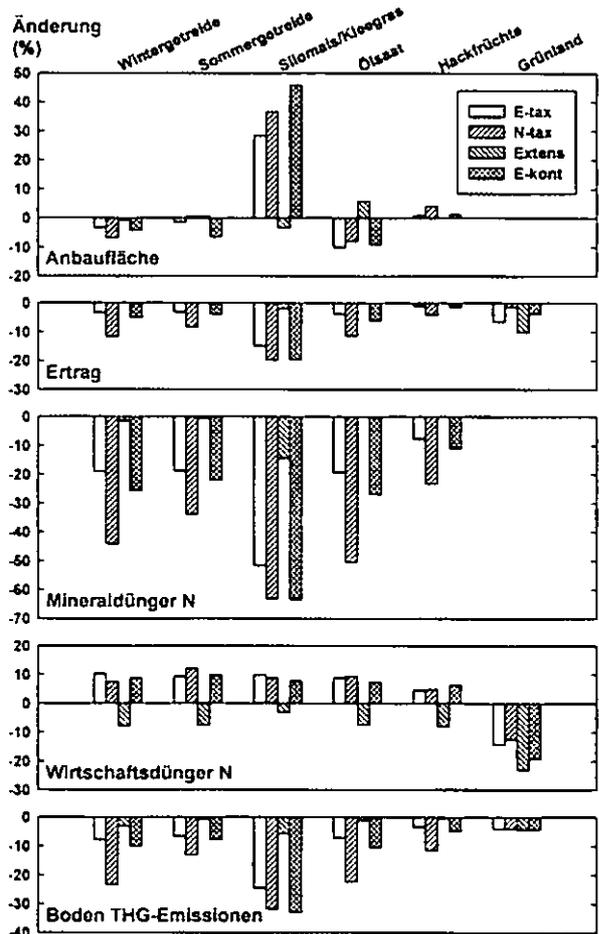


Abbildung 1. Simulierte Effekte der Politikmassnahmen auf Anbaufläche, Ertrag, Mineral- und Wirtschaftsdünger N und bodenbürtige CO₂-eq der angebauten Kulturen.

Die Veränderungen durch E-tax, N-tax und E-kont weisen in der Regel in die gleiche Richtung, während Extens auf eine andere Dynamik hindeutet. So sinken für die drei erstgenannten Szenarien die Flächenanteile der meisten Kulturen leicht während sie für Silomais/Klee gras stark ansteigen, um den Rückgang des Futtermittelzukaufs und den Ertragsrückgang bei den zur Fütterung verwendeten Kulturen auszugleichen. Zugleich sinkt aber der Ertrag aller Kulturen, da in der Summe deutlich weniger N-Dünger appliziert werden, obgleich Gülle vom Grünland auf die Ackerkulturen verschoben wird. Dies ist auch der entscheidende Grund, warum die THG-Emissionen aller Kulturen mehr oder weniger stark sinken. Im Szenario Extens kann dagegen der durch die erzwungene Reduktion der Viehbesatzdichte geringere Bedarf an Futtermitteln trotz leichter Abnahme der N-Intensität praktisch ohne Ertragsverluste gedeckt werden. In der Konsequenz nehmen aber die bodenbürtigen THG-Emissionen nur geringfügig ab.

¹ Institut für Energetik und Umwelt gGmbH
Torgauer Str. 116, D-04347 Leipzig

² Universität Hohenheim,
Institut für Landwirtschaftliche Betriebslehre, D-70593 Stuttgart

Tabelle 1. Pflanzenbauliche Parameter der wichtigsten Kulturen für das Referenzszenario.

Kulturen	Fläche km ²	Ertrag t TM/ha	N _{min} kg/ha	N _{org} kg/ha	Emissionen kg CO ₂ -eq/ha
Wintergetreide	3686	5,2	144	42	1340
Sommergetreide	2212	4,4	107	42	910
Stillegung	802	2,4	0	0	400
Silomais/Klee gras	779	15,8	195	52	1600
Ölsaaten	709	2,8	154	41	1020
Hackfrüchte	309	11,3	207	33	1160
Wein	236	3,4	80	0	840
Obst	224	3,1	60	0	670
Grünland	5726	5,1	0	56	530

Über ganz Baden-Württemberg aufsummiert, ergibt sich für N-tax die grösste Reduktion bodenbürtiger THG-Emissionen (14%), während Extens mit 3% den geringsten Effekt erzeugt (Abb. 2). E-tax und E-kont liegen mit 6% und 9% dazwischen. Bei genauerer Betrachtung zeigt sich jedoch, dass N-tax lediglich in den Betriebstypen Ackerbau und Veredelung das grösste Minderungspotential aufweist, weil dort über N-Düngereinsparungen deutliche THG-Minderungen auf den Ackerböden erreicht werden können. Im stark durch Grünland beeinflussten Futterbau und in Dauerkulturbetrieben ist dagegen E-kont effektiver, weil Substitutionseffekte stärker zum Tragen kommen und das Minderungspotential von Grünland insgesamt sehr gering ist (Abb. 1). Auf der anderen Seite führt Extens lediglich im Futterbau zu nennenswerten THG-Minderungen, während in den anderen Betriebstypen keine Minderung oder sogar eine leichte Erhöhung der Bodenemissionen sichtbar wird. Dies lässt sich damit erklären, dass in Veredelungsbetrieben das um 17% niedrigere Wirtschaftsdüngeraufkommen grossteils durch höhere Mineraldüngerapplikationen und einer Verschiebung der Anbaustruktur (zugunsten von Kulturen mit höherem Verkaufswert) ausgeglichen wird.

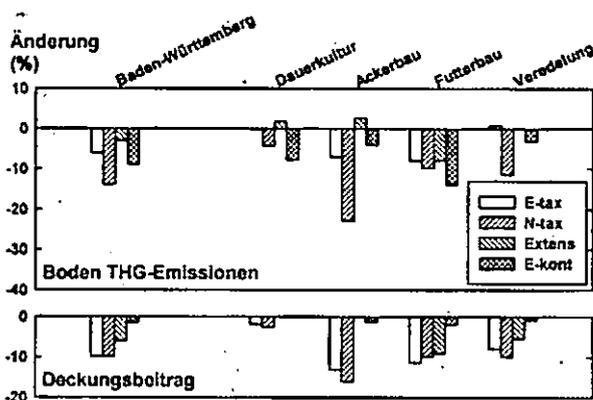


Abbildung 2. Simulierte Effekte der Politikmassnahmen auf bodenbürtige THG-Emissionen und Deckungsbeiträge in Baden-Württemberg und verschiedenen Betriebstypen.

Die Deckungsbeitragsänderungen (Abb. 2) weisen im Landesdurchschnitt für E-tax und N-tax die höchsten, für E-kont die mit Abstand niedrigsten Verluste aus. Die niedrigen Einkommensverluste aus E-kont sind auch in allen Betriebstypen sichtbar. Für E-tax und N-tax muss allerdings darauf verwiesen werden, dass ein Grossteil dieser betrieblichen Kosten als Steuern an den Staat geht und insofern in anderer Form zurückerstattet werden könnte (inwieweit dies realistisch ist, ist eine andere Frage). So

liegen die „volkswirtschaftlichen“ Minderungskosten (hier sind nur Steuereinnahmen gegengerechnet und werden als vereinfachte vwl. Kosten bezeichnet) bei E-tax sogar unter denen von E-kont. Bei Extens wird deutlich, dass lediglich die tierhaltenden Betriebe belastet werden, was für eine starke Ungleichbehandlung spricht. In Futterbau- und Veredelungsbetrieben ist die Massnahme fast so teuer wie E-tax und N-tax, im Unterschied zu letztgenannten werden bei Extens aber keine Steuern an den Staat abgeführt, so dass betriebs- und „volkswirtschaftliche“ Kosten gleich sind. Unter volkswirtschaftlichen Gesichtspunkten muss Extens daher als das am wenigsten effektive Instrument eingestuft werden.

Schlussfolgerungen

Die verschiedenen Politikinstrumente wirken über eine Reduktion der Mineral- und Wirtschaftsdüngergaben sowie eine Verschiebung der Anbaustrukturen auf die bodenbürtigen THG-Emissionen ein, die dabei landesweit um 3% bis 14% sinken. Bei genauer Betrachtung erweist sich eine Kontingentierung der THG für alle Betriebstypen als beste Minderungsmassnahme, während eine Extensivierung der Besatzdichte nicht nur ungerecht sondern auch ökonomisch wenig effizient ist.

Literatur

Angenendt, E.A., 2003. Entwicklung eines ökologisch-ökonomischen Modells für extensive Futterbaubetriebe zur Abbildung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft und zur Bewertung von Vermeidungsstrategien. Agrimedia Verlag, Bergen.

Li, C.S., 2000. Modeling trace gas emissions from agricultural ecosystems. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 58, 259-276.

Neufeldt, H., 2005. Carbon stocks and sequestration potentials of agricultural soils in the federal state of Baden-Württemberg. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 168, 202-211.

Neufeldt, H., Schäfer, M., Angenendt, E., Li, C., Kaltschmitt, M., Zeddies, J., 2005. Disaggregated greenhouse gas emission inventories from agriculture via a coupled economic-ecosystem model. *Agr. Ecosyst. Environ.* (in press).

Schäfer, M., Angenendt, E., Neufeldt, H., Zeddies, J., 2004. Modellierung klimarelevanter Emissionen aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs. *Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaus* 39, 221-230.

Schäfer, M., 2005. Abschätzung der Emissionen klimarelevanter Gase aus der Landwirtschaft Baden-Württembergs und Bewertung von Minderungsstrategien unter Nutzung eines ökonomisch-ökologischen Regionalmodells. Dissertation, Universität Hohenheim, in Bearbeitung.

Dieser Beitrag basiert auf den Ergebnissen des DFG geförderten Projekts „Modellierung sektoraler, räumlich disaggregierter Treibhausgasbilanzen und Bewertung von Klimaschutzstrategien auf regionalpolitischer Ebene“.

Modellierung und experimentelle Messung des Kohlenstoffumsatzes in einem Agrarökosystem unter erhöhten CO₂-Konzentrationen (FACE)

Pacholski, A.¹⁾, Manderscheid, R.¹⁾, Gieseemann, A.¹⁾, Heinemeyer, O.¹⁾, Heiduk, K.¹⁾ und Weigel, H.J.¹⁾

1. Einleitung

Seit Beginn der industriellen Revolution sind die atmosphärischen CO₂-Konzentrationen [CO₂] deutlich angestiegen (von 280 ppm auf ~380 ppm (2005)). Mit dem Ende des 2. Weltkrieges hat sich dieser Anstieg beschleunigt, und in einigen Szenarios werden Werte von 550 ppm bereits für die Mitte des 21. Jahrhunderts prognostiziert (IPCC, 2001). Neben den wahrscheinlichen Effekten auf das globale Klima in Form von mittlerer Temperaturerhöhung und veränderten Niederschlagsregimes haben erhöhte [CO₂] eine unmittelbare Wirkung auf das Pflanzenwachstum. Unter erhöhten [CO₂] erhöhen sich Photosyntheseraten und über eine verringerte stomatäre Leitfähigkeit wird die pflanzliche Transpiration reduziert. Als experimenteller Untersuchungsansatz ermöglicht nur die Freiland CO₂-Anreicherung (Free Air Carbon Dioxide Enrichment, FACE) eine quantitative Abschätzung der Wirkung erhöhter [CO₂] auf Pflanzenwachstum und Agrarökosysteme unter Feldbedingungen. Allerdings haben die meisten FACE-Experimente nur eine Dauer von zwischen 5-10 Jahren, so dass mögliche Veränderungen im Bodenkohlenstoffhaushalt nur schwer nachgewiesen werden können. Modellrechnungen, welche mit Daten aus FACE-Experimenten validiert werden, können hier für eine solche Abschätzung herangezogen werden. Da der physiologische CO₂-Effekt sich auch auf Bodenwasserhaushalt und Bestandestemperaturen auswirkt, ist für diese Modellrechnungen ein biogeochemisches Prozessmodell in Kopplung mit einem Pflanzenwachstumsmodell heranzuziehen. Dieser Beitrag stellt einen ersten Vergleich von experimentellen FACE-Daten mit Ergebnissen von Modellrechnungen mit dem Modell Crop-DNDC vor.

2. Material und Methoden

FACE Braunschweig

In den Jahren 1999 - 2005 betrieb das Institut für Agrarökologie auf dem Versuchsgelände der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft Braunschweig (FAL) einen FACE-Versuch (Weigel und Dämmgen, 2000). Die Fruchtfolge Wintergerste – Zuckerrübe – Winterweizen wurde in diesem Zeitraum zweimal durchlaufen.

Der Versuchsaufbau bestand aus 2 Fumigationsringen, in denen die CO₂-Konzentration zu Tageslichtstunden und bei Lufttemperaturen > 5°C auf 550 ppm erhöht wurden. Als Kontrolle dienten 2 Ringe, in welche unter gleichen Bedingungen Umgebungsluft eingeblasen wurde. Der Durchmesser der Behandlungsflächen betrug je 18 m (254.5 m² je Ring).

Die Bewirtschaftung erfolgte entsprechend lokaler Praxis durch die Versuchsstation der FAL. Zum Vergleich mit den Modellergebnissen wurden folgende Variablen des Boden(kohlenstoff)haushaltes herangezogen:

- Entwicklung und Menge oberirdischer Biomasse/Ertrag
- Freisetzung von CO₂ aus dem Boden (LICOR 6400-09)
- Bodenwasser (TDR-Sonde)
- N_{min}-Messungen (Skalar-Autoanalyser, NL)

Das Modell Crop-DNDC

Das Denitrification-Decompositon (DNDC) Modell wurde von Li et al. (1992) zunächst als rein bodenbasiertes, biogeochemisches Prozessmodell entwickelt. Von Zhang et al. (2002) wurde es durch Verbindung mit verschiedenen Ansätzen zur Simulation des Pflanzenwachstums (u.a. Phänologie nach dem CERES-Modell) zu dem gekoppelten Modell Crop-DNDC ausgebaut. Es besitzt damit den Vorzug, Boden-Pflanze-Interaktionen explizit zu berücksichtigen und bietet sich vor diesem Hintergrund zur Simulation der Wirkung von Klimaänderungen auf Agrarökosysteme an. Das Modell beinhaltet auch zwei einfache Gleichungen zur Berechnung des Einflusses erhöhter CO₂-Konzentrationen auf die Photosyntheserate und die pflanzliche Transpiration. Abbildung 1 zeigt ein einfaches Ablaufschema des Modells.

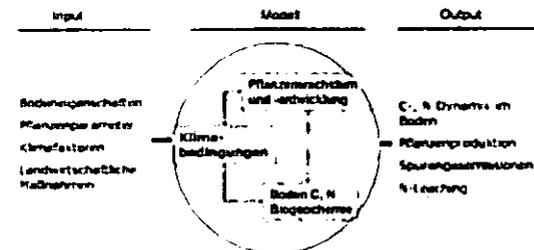


Abb. 1: Ablaufschema des Crop-DNDC-Modells (nach Zhang et al. 2002)

Bereits vor Anwendung des Modells stellte sich heraus, dass die Parametrisierung des Pflanzenwachstums in der im Modell enthaltenen Crop-Datenbank nicht für mitteleuropäische Verhältnisse geeignet ist. Deshalb wurde für die hier vorgestellten Simulationsergebnisse mit einer Neuparametrisierung von Wintergerste und Winterweizen auf Grundlage von eigenen Messungen begonnen.

Die Simulation der wiederholten Fruchtfolge (6 Jahre) erfolgte im Zuge eines einzigen Modelllaufs, um auch die Eignung des Modells für langfristige Prognosen mit vielen Fruchtfolgedurchläufen zu testen.

3. Ergebnisse und Diskussion

Nach der begonnenen Neuparametrisierung des Pflanzenmodells konnte die Entwicklung der oberirdischen Biomasse bereits in guter Annäherung simuliert werden (Abb. 2). Allerdings wurde die phänologische Entwicklung v.a. der Wintergerste in ihrem Verlauf verfehlt. Durch die Modellrechnungen konnte ein positiver Effekt erhöhter CO₂-Konzentrationen auf die Erträge ermittelt werden (Abb.3). Der berechnete CO₂-Effekt lag aber deutlich unterhalb der experimentell festgestellten Wirkungen. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass

¹⁾Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Institut für Agrarökologie, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig, <http://www.fal.aoe.de>

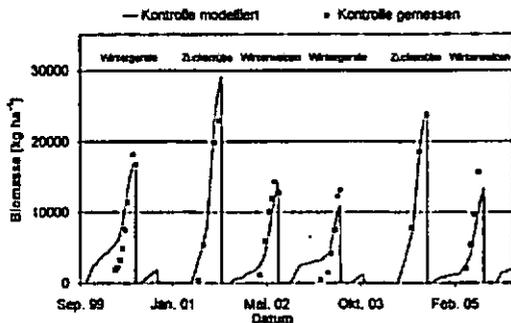


Abb. 2: Gemessene und modellierte oberirdische Biomasse (Trockengewicht)

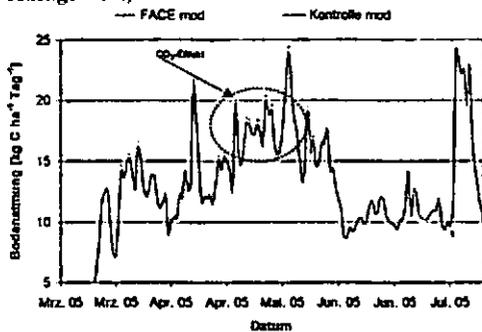


Abb. 4: Bodenatmung Winterweizen 2005, modelliert

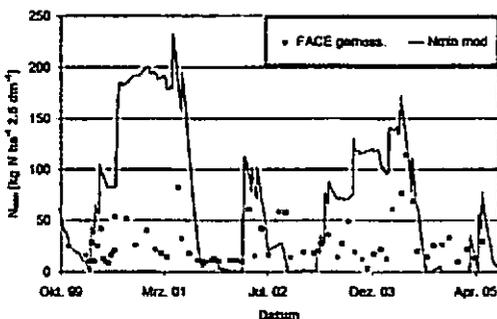


Abb. 6: Gemessene und modellierte N_{min} -Gehalte unter erhöhten CO_2 -Konzentrationen

das Modell diesen Effekt nur in einer einfachen Gleichung annähert. Eine deterministische Berücksichtigung der Wirkung erhöhter CO_2 -Konzentrationen auf das Enzym Rubisco innerhalb des Photosynthesemoduls könnte hier zu deutlich besseren Modellabschätzungen beitragen. Bei der Simulation der CO_2 -Freisetzung aus dem Boden wurde durch das Modell ein minimaler positiver Effekt erhöhter CO_2 -Konzentrationen errechnet (Abb. 4). Dies entspricht den Erfahrungen aus den Messungen (Abb. 5), bei denen in dem Zeitraum höchster pflanzlicher Aktivität signifikante Unterschiede zwischen begaster und unbegaster Behandlung beobachtet wurden. Die Höhe der berechneten Flüsse lag aber deutlich unterhalb der gemessenen Werte. Auch die Dynamik der CO_2 -Freisetzung über die Vegetationsperiode entspricht nicht den beobachteten Flüssen. Die Verfügbarkeit mineralischer N-Verbindungen stellt die entscheidende Größe im Nährstoffhaushalt des Bodens dar. Die durch das Modell errechneten N_{min} -Gehalte verfehlten dabei in einem eklatanten Maße die beobachteten Werte (Abb. 6). Eine wichtige Ursache dafür liegt zum einen darin, dass organisch ausgebrachter Stickstoff im Modell als unmittelbar pflanzenverfügbar behandelt wird. Zum anderen ist die N-Aufnahme durch die Pflanzen für mitteleuropäische Verhältnisse noch nicht richtig parametrisiert. Das Bodenwassermodul konnte die beobachteten Werte für verschiedene Zeiträume gut

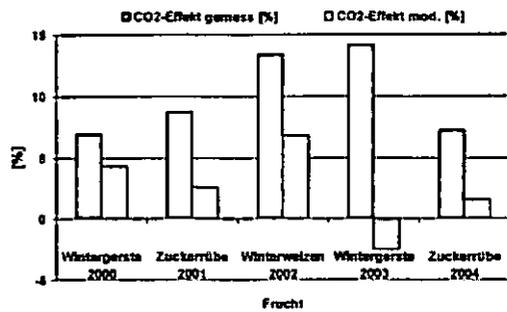


Abb. 3: CO_2 -Effekt auf den Ertrag (gemessen und modelliert)

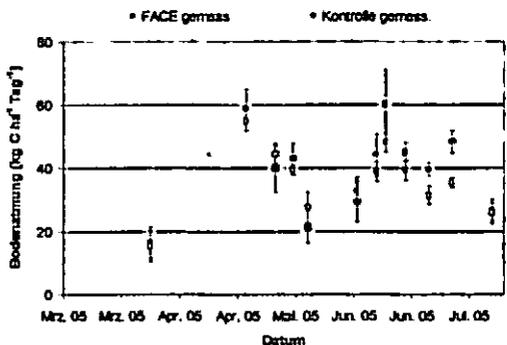


Abb. 5: Bodenatmung Winterweizen 2005, gemessen

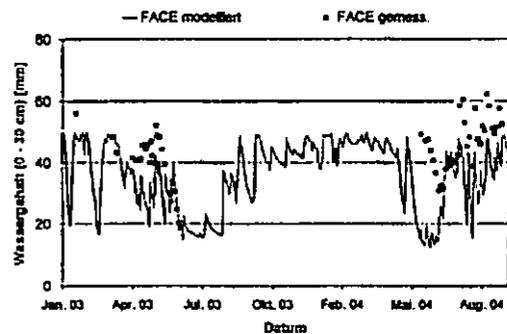


Abb. 7: Gemessene und modellierte Bodenwassergehalte (FDR) unter erhöhten CO_2 -Konzentrationen

annähern, überschätzte die Schwankungsbreite der Werte aber deutlich (Abb. 7) mit Auswirkungen auf bodenbiologische Prozesse und Pflanzenwachstum. Hier könnte eine bessere Berücksichtigung der Stratifizierung des Bodens im Modell zu angemesseneren Simulationsergebnissen beitragen.

4. Zusammenfassung

Das Modell Crop-DNDC ist in der jetzt verfügbaren Form noch nicht geeignet, langfristige Wirkungen des Klimawandels auf mitteleuropäische Agrarökosysteme abzuschätzen. Die Neuparametrisierung und die Überarbeitung der Photosynthese- und Bodenwassermodul sind wichtige Schritte, um eine Anwendung des Modells in diesem Bereich zu ermöglichen.

Literatur 1. IPCC 2001. The Scientific Basis, Third Assessment Report of the IPCC, J. T. Houghton, Y. Ding, D.J. Griggs, M. Noguer, P. J. van der Linden and D. Xiaosu (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp 944, 2. Li,C.S., Frolking,S. & Frolking,T.A. 1992. A Model of Nitrous-Oxide Evolution from Soil Driven by Rainfall Events .1. Model Structure and Sensitivity. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 97, 9759-9776. 3. Weigel,H.J.& Damungen,U. 2000. The Braunschweig Carbon Project: Atmospheric flux monitoring and free air carbon dioxide enrichment (FACE). *Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik*, 74, 55-60. 4. Zhang,Y., Li,C.S., Zhou,X.J. & Moore,B. 2002. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecological Modelling*, 151, 75-108.

Reduziert steigende Biodiversität die Nährstoffausträge aus dem Boden in einem Grünlandökosystem?

Stephan Rosenkranz¹, Yvonne Oelmann¹, Wolfgang Wilcke¹, Christiane Roscher², Jens Schumacher³, Ernst-Detlef Schulze² und Wolfgang W. Weisser³

1. Einleitung

Der Verlust der Artenvielfalt, v.a. hervorgerufen durch intensive Nutzung der Umwelt durch den Menschen, hat eine Diskussion um die Bedeutung der Diversität für Ökosystemfunktionen entfacht (Naeem et al., 1999; Loreau et al., 2001). Als Ökosystemfunktionen gelten beispielsweise Biomasseproduktion, Kohlenstoffspeicherung oder Nährstoffkreisläufe. Diese Funktionen stellen für den Menschen z.T. wichtige „Dienstleistungen“ dar, wie z.B. Klimaschutz oder Nährstoffretention. Letzteres spielt v.a. in agrarisch intensiv genutzten Gebieten eine Rolle, in denen erhöhte Nährstoffausträge die Grundwasserqualität gefährden können.

Gemäß der Komplementaritätstheorie ist in Systemen mit hoher Artenzahl die Ressourcenausnutzung durch die Einnischung der einzelnen Arten effizienter als in weniger diversen Systemen (Tilman et al., 2001; Spehn et al., 2002). Um diese Hypothese prüfen, eignen sich Experimente, in denen die Biodiversität unter gleichen Standortbedingungen manipuliert wird. Der Zusammenhang zwischen Nitratauswaschung und Biodiversität wurde bisher selten in derartigen Untersuchungen berücksichtigt (Hooper und Vitousek, 1998; Scherer-Lorenzen et al., 2003). Ein negativer Zusammenhang zwischen Artenzahl und Stickstoffausträgen wurde bereits durch Diversitätsstudien in Grünland belegt (Scherer-Lorenzen et al., 2003; Oelmann et al., in Druck). In den letzten Jahren wurde die Bedeutung des organischen Stickstoffs in landwirtschaftlichen und Wald-Ökosystemen erkannt (Hedin et al., 1995; Phoenix et al., 2003). Es stellt sich die Frage, ob es einen Zusammenhang zwischen organischen Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung und der Artenzahl gibt. In diverseren Systemen muss eine erhöhte Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen eine erhöhte Aufnahme anderer Nährstoffe zur Folge haben. Ist diese Mehraufnahme im Verhältnis zu dem vorhandenen Nährstoffpool groß, so sollte für diesen Nährstoff ebenfalls eine negative Korrelation zwischen Diversität und Nährstoffkonzentrationen in der Bodenlösung feststellbar sein. Bisher wurde erst einmal ein anderer Nährstoff als Stickstoff, nämlich Phosphor, in einem Diversitätsexperiment untersucht. Hooper und Vitousek (1998) fanden einen Unterschied der pflanzenverfügbaren

Phosphatgehalte im Boden zwischen vegetationslosen und bewachsenen Plots. Die Diversität funktioneller Pflanzengruppen hatte jedoch keinen Einfluss auf die pflanzenverfügbaren Phosphatgehalte im Boden. Ziel unserer Untersuchung war, den Einfluss der Diversität (Artenzahl/Anzahl funktioneller Pflanzengruppen) auf (1) organische Stickstoffkonzentrationen in der Bodenlösung sowie (2) Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung zu bestimmen.

2. Material und Methoden

Das experimentelle Design der Untersuchungsfläche basiert auf 90 Plots (20 m x 20 m), auf denen randomisiert verschieden diverse Artenmischungen angesät wurden.

Dabei wurden die Artenzahl (0, 1, 2, 4, 8, 16, 60) und die Anzahl der funktionellen Pflanzengruppen (1, 2, 3, 4) möglichst unabhängig voneinander variiert (Roscher et al., 2004).

Mit Hilfe von Saugplatten wurde in der Zeit von März 2003 bis Mai 2004 Bodenlösung aus 30 cm Tiefe gewonnen (Beprobung jede zweite Woche, außer bei extremer Trockenheit, Überflutung oder Frost; Saugplatten der Firma Umweltmesssysteme: Glassinter, Porendurchmesser ca. 1µm), an die fortlaufend und automatisiert ein an der Saugspannung des Bodens ausgerichteter Unterdruck angelegt wurde.

Die Gesamt-N-, Nitrat-, Ammonium- und Phosphatkonzentrationen in der Bodenlösung wurden am Continuous Flow Analyzer (CFA) der Firma Skalar bestimmt. Der gelöste organische Stickstoff („dissolved organic Nitrogen“ = DON) wurde aus der Differenz zwischen Gesamt-Stickstoff und mineralischem Stickstoff (Nitrat+Ammonium) berechnet. Der volumengewichtete („volume-weighted mean“ = vwm) Mittelwert der DON und PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung wurde für den Zeitraum von März bis Mai 2003 (Frühjahr 2003), Dezember 2003 bis Februar 2004 (Winter 2003/04) und März bis Mai 2004 (Frühling 2004) berechnet.

Zur statistischen Auswertung wurde eine Messwiederholungs-ANOVA (Typ I) mit Artenzahl, Anzahl funktioneller Gruppen sowie Anwesenheit von Gräsern und Leguminosen als Zwischensubjektfaktoren herangezogen. Die verschiedenen Zeiträume wurden als Innersubjektfaktoren gefittet (SPSS 11.5, SPSS Inc.).

3. Ergebnisse und Diskussion

Artenzahl und DON-Konzentrationen korrelierten negativ (Abb. 1, Tab. 1, 18% erklärte Varianz). Mit steigender Artenzahl nahm also die Nutzungseffizienz der Pflanzengemeinschaft für organischen Stickstoff als N-Quelle zu. Es bleibt allerdings ungeklärt, ob der negative Zusammenhang durch erhöhte Pflanzenaufnahme oder erhöhte Mineralisation und damit verbundener Transformation von organischem zu anorganischem N zustande kommt. Obwohl sich die vwm DON-Konzentrationen mit der Zeit änderten (Tab. 1), war die Interaktion von Artenzahl und Zeit nicht signifikant. Der Artenzahl-Effekt blieb also über verschiedene Jahreszeiten bestehen.

¹ Professur für Bodengeographie/Bodenkunde, Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität, 55099 Mainz, e-mail: stephan.rosenkranz@gmx.de

² Max Planck-Institut für Biogeochemie, Postfach 100164, 07701 Jena

³ Institut für Ökologie, Friedrich Schiller-Universität Jena, Dornburger Straße 159, 07743 Jena

Tabelle 1: Ergebnisse einer Messwiederholungs-ANOVA der vwm DON- und vwm PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung im Frühjahr 2003, Winter 2003/04 und Frühjahr 2004.

Faktoren	DON			PO ₄ -P		
	df	F	P	df	F	P
Zeit	1,3	7,8	***	1,3	3,3	**
Anzahl funktioneller Gruppen	3	1,0	ns	3	4,5	***
Artenzahl	5	3,0	** ¹	5	2,2	* ¹
Präsenz von Gräsern	1	7,2	**	1	0,5	ns
Präsenz von Leguminosen	1	4,5	**	1	0,0	ns

** P < 0,05

*** P < 0,01

¹ vor Anzahl funktioneller Gruppen gefäktet

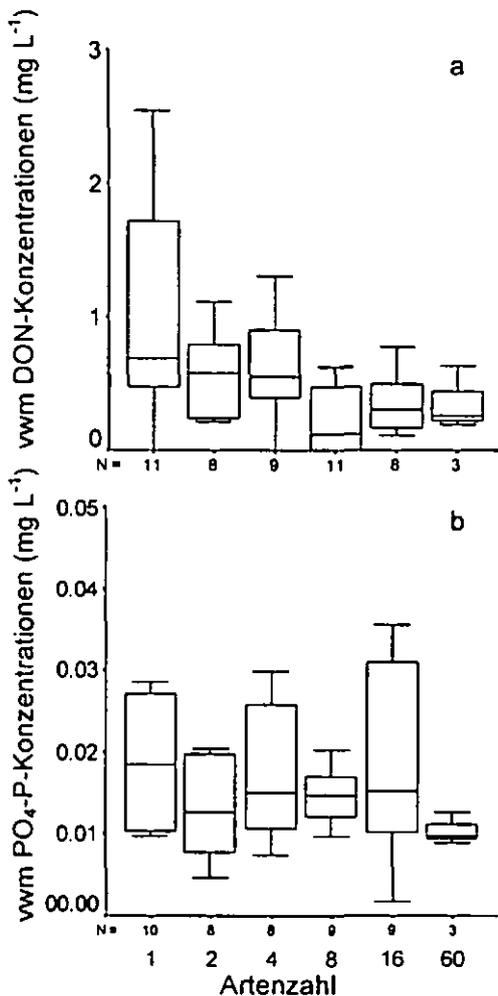


Abb. 1: Zusammenhang zwischen der Artenzahl und den vwm DON- bzw. vwm PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung im Frühjahr 2003.

Die mittleren DON-Konzentrationen in der Bodenlösung waren auf den Flächen mit Leguminosen signifikant höher als auf den Flächen ohne Leguminosen (Messwiederholungs-ANOVA, p < 0,05; Tab. 1). Leguminosen stellen dem Ökosystem über die Luftstickstofffixierung mehr N zur Verfügung. Dadurch wird u.U. die Mineralisierungsrate sowie die Wurzelexudation von organischen N-Spezies erhöht.

Demgegenüber reduzierte die Anwesenheit von Gräsern die DON-Konzentrationen in der Bodenlösung (Tab. 1). Mit steigendem Anteil an Gräsern stieg die Wurzelbiomasse (p < 0,001; persönliche Mitteilung Holger Bessler, Christof Engels, HU Berlin). Somit nahmen

grashaltige diverse Systeme über das ausgedehnte Wurzelsystem mehr N, vermutlich auch in organischer Form, auf.

Die Artenzahl und die Anzahl der funktionellen Gruppen korrelierten negativ mit den vwm PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung (Tab. 1, 31% erklärte Varianz). Im Gegensatz zu Hooper und Vitousek (1998) fanden wir, dass in diversen Systemen Phosphat aus der Bodenlösung effektiver genutzt wird. Die vwm PO₄-P-Konzentrationen variieren mit der Zeit signifikant (Tab. 1). Da die Interaktionen zwischen Zeit und Artenzahl/Anzahl funktioneller Gruppen nicht signifikant sind, besteht ein konsistenter Effekt der Diversität auf PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung.

Einzelne funktionelle Gruppen hatten keinen Einfluss auf die vwm PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung. Hooper und Vitousek (1998) fanden einen signifikanten Effekt von Leguminosen auf die pflanzenverfügbaren Phosphatgehalte im Boden. Leguminosen benötigen für die Fixierung von Luftstickstoff mehr Phosphat, dessen Löslichkeit z.B. durch die Ausscheidung von (organischen) Säuren erhöht wird. Auf unseren Flächen liegt der pH-Wert in der Bodenlösung im neutralen bis alkalischen Bereich (7,5 bis 8,4). Da wir keinen Effekt der Anwesenheit von Leguminosen auf den pH Wert fanden (t-test, T = 0,8, P = 0,4), folgern wir, dass der P-Bedarf der Leguminosen gedeckt ist.

4. Schlussfolgerungen

Ähnlich wie für NO₃-N bekannt korreliert die Diversität (Artenzahl/Anzahl funktioneller Gruppen) negativ mit DON- und PO₄-P-Konzentrationen in der Bodenlösung. Zu klären bleibt die Frage, ob der Zusammenhang zwischen DON-Konzentrationen und Diversität durch erhöhte Pflanzenaufnahme organischer N-Spezies oder durch erhöhte Mineralisation und damit verbundene Transformation von organischen zu anorganischen N-Spezies verursacht ist.

5. Dank

Diese Untersuchungen wurden ermöglicht durch die DFG (FOR 456/1-1, Wi 1601/3-1, -2).

6. Literatur

Hedin, L.O., Armesto, J.J., Johnson, A.H. (1995): Ecology 76, 493-509.
 Hooper, D.U., Vitousek, P.M. (1998): Ecol. Monogr. 68, 121-149.
 Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. (2001): Science 294, 804-808.
 Naeem, S., Chapin III, F.S., Constanza, R., Ehrlich, P.R., Golley, F.B., Hooper, D.U., Lawton, J.H., O'Neill, R.V., Mooney, H.A., Sala, O.E., Symstad, A.J., Tilman, D. (1999): Issues in Ecology 4, 2-12.
 Oelmann, Y., Wilcke, W., Temperton, V.M., Buchmann, N., Roscher, C., Schumacher, J., Schulze, E.-D., Weisser, W.W.: Oecologia, in Druck.
 Phoenix, G.K., Booth, R.E., Leake, J.R., Read, D.J., Grime, J.P., Lee, J.A. (2003): Global Change Biology 9, 1309-1321.
 Roscher, C., Schumacher, J., Baade, J., Wilcke, W., Gleixner, G., Weisser, W.W., Schmid, B., Schulze, E.-D. (2004): Basic Appl. Ecol. 5, 107-121.
 Scherer-Lorenzen, M., Palmberg, C., Prinz, A., Schulze, E.-D. (2003): Ecology 84, 1539-1552.
 Spehn, E.M., Scherer-Lorenzen, M., Schmid, B., Hector, A., Caldeira, M.C., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J.A., Jumpponen, A., O'Donovan, G., Pereira, J.S., Schulze, E.-D., Troumbis, A.Y., Körner, C. (2002): Oikos 98, 205-218.
 Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E. (1997): Science 277, 1300-1302.
 Tilman, D., Reich, P., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehmann, C. (2001): Science 294, 843-845.

C- und N-Dynamik entlang einer Hang-Catena im südniedersächsischen Berg- und Hügelland während der Vegetationszeit von Winterweizen

B. Scharnagl, H.P. Dauck, T. Duwe, S. Gärtner, M. Gharbi, A. Grunst, A. Hagemann, B. Handermann, R. Liebeneiner, J. Papendieck, A. Reetsch, N. Sandt, A. Schwan, R. Thies und R. Nieder (r.nieder@tu-bs.de)

Einleitung

Ackerbaulich genutzte Hügelländer mit Lössbedeckung sind in hohem Maße von Bodenerosion und -deposition betroffen. Diese Prozesse beeinflussen nachhaltig den C- und N-Haushalt ganzer Landschaften, indem organische Bodensubstanz innerhalb von Toposequenzen umverteilt wird (Beyer et al., 1999; Gregorich et al., 1998).

Im Jahre 2004 wurden auf drei Teilparzellen (jeweils 20 x 20 m) entlang einer Hang-Catena (Oberhang (L1), Mittelhang (L2) und Unterhang (L3); siehe Tabelle 1) während der Hauptvegetationszeit von Winterweizen wichtige Parameter des C- und N-Haushalts untersucht. Die Versuchsfläche befindet sich auf einem westexponierten Hang am Elm nördlich von Lucklum. Die Hangneigung liegt zwischen 7,5 und 2,5 Grad.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften auf den drei Teilschlägen zu Beginn der Vegetationsperiode.

Teilschlag	Bodentyp	Horizont	Mächtigkeit [cm]	Textur			pH [CaCl ₂]	C _{org} [%]	Gesamt-N [%]
				S	U	T			
L1	Erodierte Parabraunerde	A ₀	30	29	42	29	7,8	1,09	0,12
		B ₁	40					0,62	0,07
		B ₂	30					0,35	0,05
L2	Kolluvial überdeckte Parabraunerde	A ₀ M	30	25	46	29	8,0	0,89	0,10
		M	10					0,71	0,08
		B ₁	40					0,51	0,07
		B ₂	20					0,25	0,04
L3	Kolluvisol	A ₀ M	30	23	43	34	8,0	1,06	0,12
		M	30					0,71	0,09
		A _v	40					0,34	0,04
		B ₁	30					0,25	0,03
		B ₂	50					0,22	0,03

Material und Methoden

Analytik

- pH, Textur, C_{org} und Gesamt-N: Elementaranalyse
- N_{min} und DOC: ca. 4-wöchig, Autoanalyzer
- mikrobiell gebundener Kohlenstoff: Fumigations-Extraktions-Methode nach Vance et al. (1987)
- N-Mineralisationskapazitäten: aerobe Inkubation bei 35°C nach Stanford & Smith (1972)
- pflanzliche N-Aufnahme: Elementaranalyse
- Trockenmassebildung
- Bodenwassergehalte: ca. 14-tägig, 0-15 cm, TDR-Sonde

Statistik

Für die statistische Auswertung wurde ein T-Test durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Bodencharakteristika

Die C_{org}- und Gesamt-N-Mengen in der Krume (0-30 cm) waren auf den Teilschlägen L1 und L3 vergleichbar (Tabelle 2). Die geringsten C- und N-Vorräte wurden auf Teilschlag L2 beobachtet.

Tabelle 2: C_{org}- und Gesamt-N-Mengen in den A_p(M)-Horizonten der untersuchten Teilschläge zu Beginn der Vegetationsperiode.

Teilschlag	Horizont	C _{org} [t ha ⁻¹ 30 cm ⁻¹]	Gesamt-N [t ha ⁻¹ 30 cm ⁻¹]
L1	A ₀	49,1	5,5
L2	A ₀ M	40,1	4,4
L3	A ₀ M	47,8	5,4

Niederschläge und Bodenwassergehalte

Die monatlichen Niederschlagsraten entsprachen während der Hauptvegetationszeit 2004 im Wesentlichen dem langjährigen Durchschnitt. Die Boden-Wassergehalte in den A_p(M)-Horizonten streuten zwischen 19 Vol% (Anfang Juni) und 38 Vol% (Ende Februar) und zeigten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Teilparzellen (Abbildung 1).

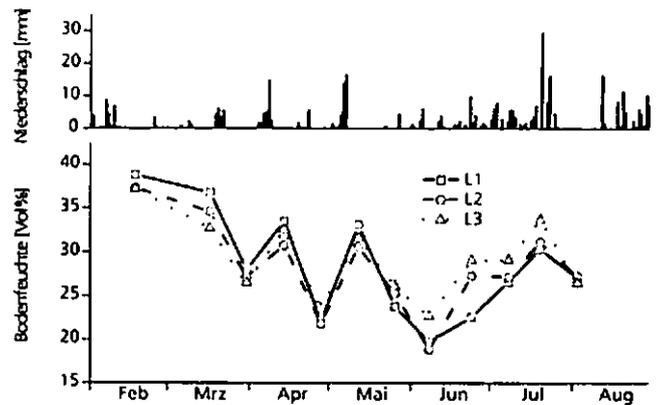


Abbildung 1: Niederschläge und Bodenwassergehalte (0-15 cm) auf den drei Teilschlägen.

N_{min}- und DOC-Gehalte

Die N_{min}-Gehalte zeigten für alle Teilschläge gleiche Muster mit Maxima Mitte Februar, Anfang Juni und Anfang August sowie mit Minima Mitte April und Ende Juni. Auch die DOC-Gehalte entwickelten sich gleichgerichtet (Maxima Anfang Juni) (Abbildung 2).

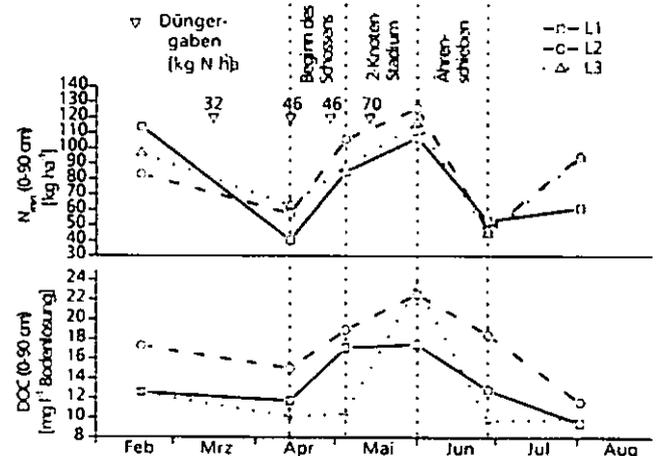


Abbildung 2: Verlauf der N_{min}- und DOC-Gehalte (0-90 cm) auf den drei Teilschlägen.

Mikrobiell gebundener Kohlenstoff

Die Gehalte an mikrobiell gebundenem Kohlenstoff lagen auf den Teilparzellen L1 und L3 Mitte Februar, Anfang Juni und Anfang August auf etwa gleich hohem Niveau (Abbildung 3). Anfang Mai wurde bereits vor dem DOC-Maximum (vgl. Abbildung 2) auf beiden Teilparzellen ein Maximum erreicht.

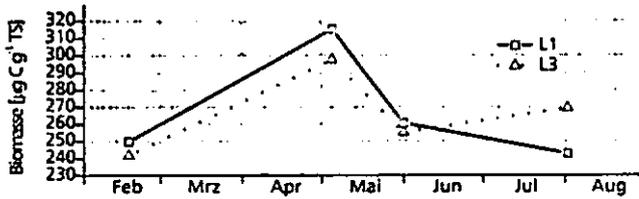


Abbildung 3: Mikrobiell gebundener Kohlenstoff in den Krumen (0-30 cm) der Teilschläge L1 und L3.

Potentielle N-Mineralisation

Die N-Mineralisationsverläufe von L1 und L2 waren nahezu identisch. Es bestanden signifikante Unterschiede zwischen L1 und L3 sowie L2 und L3 (Abbildung 4).

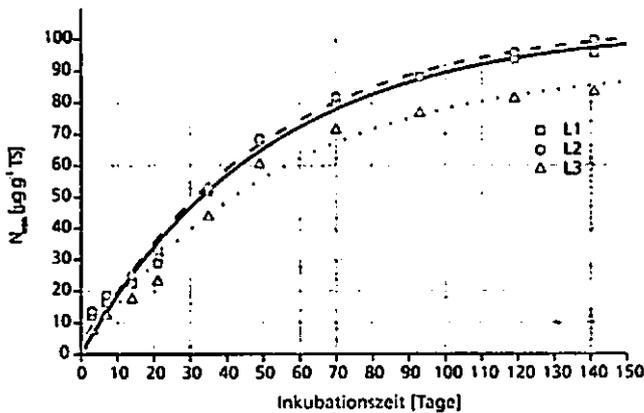


Abbildung 4: Kumulative N-Mineralisation in den Krumen (0-30 cm) der drei Teilschläge. An die Messwerte wurde ein exponentielles Modell erster Ordnung (Stanford & Smith, 1972) angepasst.

Pflanzliche N-Aufnahme und Trockenmassebildung

Die N_{min} -Gehalte waren während der gesamten Vegetationszeit kaum limitierend. Selbst während der Phasen mit maximaler N-Aufnahme waren noch größere Mengen an Mineral-N über das gesamte 0-90cm-Profil verfügbar. Dennoch zeigen sich im Aufwuchs deutliche Unterschiede zwischen den Teilparzellen (Abbildung 5).

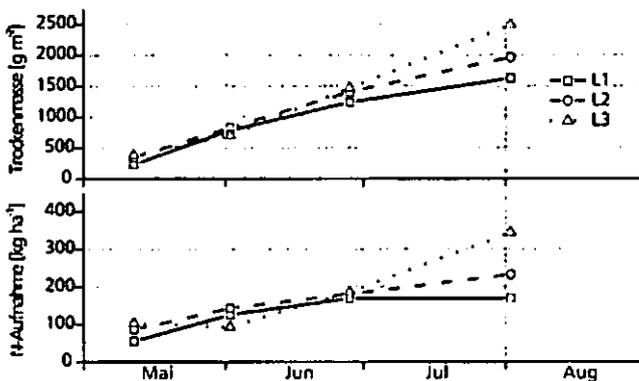


Abbildung 5: Pflanzen-Trockenmassebildung und kumulative N-Aufnahme auf den drei Teilschlägen.

Schlussfolgerungen

Die Bodeneigenschaften und die Parameter des C- und N-Haushalts in den $A_p(M)$ -Horizonten der Teilschläge unterscheiden sich nur geringfügig voneinander. Dennoch haben wir zwischen den Teilschlägen systematische Unterschiede ($L1 < L2 < L3$) in der Pflanzen-Trockenmassebildung (Gesamtmasse) und der N-Aufnahme beobachtet. Vergleichbare Ergebnisse (hier nicht dargestellt) lieferten die Untersuchungen auf einer zweiten Versuchsfläche mit ähnlichen Standorteigenschaften.

Wir führen die gezeigten Unterschiede in der pflanzlichen N-Aufnahme und der Pflanzen-Trockenmassebildung in erster Linie auf die unterschiedliche Ausprägung des Unterbodens zurück. Zukünftige Untersuchungen dieser Art sollten daher insbesondere die Heterogenität der Wasser- und Stoffdynamik des Unterbodens berücksichtigen.

Danksagung

Wir danken Ines Andrae und Alwin Küsters für die technische Assistenz und Herrn Löpmeier (FAL Braunschweig) für die Bereitstellung der Klimadaten. Nicht zuletzt danken wir Herrn von Hennings für die Bereitstellung der Versuchsflächen.

Literatur

- Beyer, L., H.P. Blume und C. Köbbemann (1999): Colluvisols under cultivation in Schleswig-Holstein. 3. Soil organic matter transformation after translocation. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 162:61-69.
- Gregorich, E.G., K.J. Greer, D.W. Anderson und B.C. Liang (1998): Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research* 47:291-302.
- Stanford, G. und S.J. Smith (1972): Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36:465-472.
- Vance, E.D., P.C. Brookes und D.S. Jenkinson (1987): An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 19:703-707.

Auswirkungen unterschiedlicher Glukosegaben auf die Mineralisierung des organischen Kohlenstoffs im Boden

Katja Schneckenberger¹, Dmitry Demin²,
Yakov Kuzyakov¹ und Karl Stahr¹

1. Hintergrund

Durch leicht verfügbare organische Substanzen (z. B. Wurzelexsudate) können in Böden sog. Priming-Effekte (PE) induziert werden, die zu einer verstärkten (positive PE) bzw. verringerten (negative PE) Kohlenstoff (C)-Mineralisierung führen. Art und Intensität der PE werden hierbei von Bodeneigenschaften beeinflusst, aber auch von der Zusammensetzung und der Menge an zugegebenem Substrat. Um PE in C-Studien berücksichtigen zu können, ist ein besseres Verständnis der PE und der Einflussfaktoren von entscheidender Bedeutung.

Ziel der hier vorgestellten Untersuchung war es daher zunächst, mit Hilfe von Glukose als Modellsubstanz die Auswirkungen stark unterschiedlicher Substratmengen auf (1) die Mineralisierung der Glukose selbst sowie auf (2) die PE auf den organischen C des Bodens zu untersuchen. Darüber hinaus ist wenig bekannt über die Herkunft des zusätzlich mineralisierten C. Die Annahme, dass dieser C aus labilen C-Pools (Mary et al., 1993) stammt, wird von anderen Autoren (Hamer und Marschner, 2005) in Frage gestellt. Daher wurde durch eine Kombination radioaktiver (Zugabe von ¹⁴C markierter Glukose) und stabiler (Bodens mit C₄-Vegetation (*Miscanthus*), Anwendung der natürlichen ¹³C Abundanz) C-Isotope versucht, zwischen den PE auf den pflanzenbürtigen und damit schlechter stabilisierten C und auf die alte organische Bodensubstanz (OBS) zu unterscheiden.

2. Material und Methoden

Der für den Versuch verwendete lehmige Oberboden (0-10 cm) stammte von einer Fläche, auf der seit zehn Jahren *Miscanthus* als perennierende C₄-Pflanze angebaut wird. Es wurde ein Inkubationsexperiment bei 18 °C über eine Dauer von 22 Tagen durchgeführt. Neben einer Kontrollvariante (M0) ohne Glukosezugabe wurden vier Varianten mit steigenden Glukosegaben (0,25 µg Glukose-C g⁻¹ Boden (M1) – 2,5 µg C-Glukose g⁻¹ Boden (M2) – 25 µg C-Glukose g⁻¹ Boden (M3) – 250 µg C-Glukose g⁻¹ Boden (M4)) angelegt. Zur Abschätzung der Anteile des miscanthusbürtigen CO₂ an der CO₂-Freisetzung wurde der Versuch zusätzlich mit dem Oberboden eines benachbarten Grünlandes mit drei Varianten (R0-R2-R3) durchgeführt (Ergebnisse nicht dargestellt). Zu jedem Inkubationsgefäß (30 g Boden) wurde ¹⁴C markierte Glukose mit einer Aktivität von 7,1 kBq zugegeben. Nach Absorption in NaOH wurden die Menge an freigesetztem CO₂-C (über Titration), die ¹⁴C-Aktivität sowie der δ¹³C-Wert (als SrCO₃) bestimmt. Zu verschiedenen Zeitpunkten wurde ein Teil der Gefäße entnommen und der Gehalt an mikrobieller Biomasse (CFE-Methode, 0,05 m K₂SO₄) sowie die ¹⁴C-Aktivität der mikrobiellen Biomasse bestimmt.

3. Ergebnisse und Diskussion

In 22 Tagen wurden 0,08 µg Glukose-C g⁻¹ Boden (M1) bis 115 µg C-Glukose g⁻¹ Boden (M4) mineralisiert, 80 % davon jeweils in den ersten drei Tagen. Mit steigenden Glukosegaben wurden steigende Anteile der insgesamt zugegebenen ¹⁴C-Glukose veratmet: 26 % bei ausschließlicher Zugabe von ¹⁴C-Glukose (M0), 30-31 % bei Zugabe von 0,25 und 2,5 µg C-Glukose g⁻¹, 37 % bei Zugabe von 25 µg C-Glukose g⁻¹ und 45 % bei Zugabe von 250 µg C-Glukose g⁻¹. Steigende Glukosegaben führen folglich zu einer beschleunigten Mineralisierung des Substrates. Erklärungen hierfür könnten einerseits die

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart, schneck@uni-hohenheim.de

² RAS, Laboratory Functional Ecology, 142290 Pushino

gleichmäßigere Verteilung der Glukose im Boden oder andererseits die stärkere Stimulierung der Bodenmikroorganismen sein.

Die Zugabe der Glukose führte in allen Varianten zu positiven PE. Durch steigende Glukosegaben wurden größere PE hervorgerufen (Abb.1): Bei der geringsten

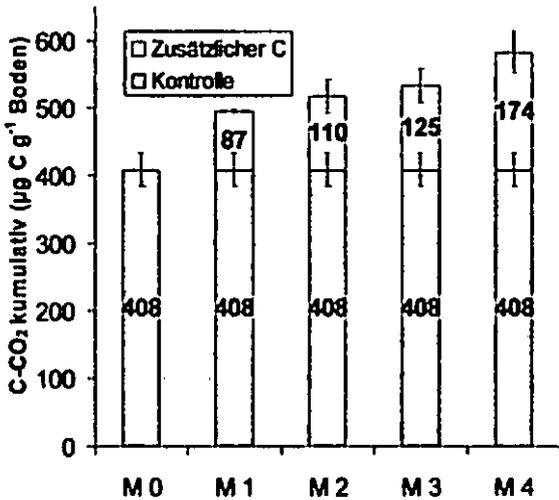


Abb. 1: Durch Glukosegaben induzierte zusätzliche C-Mineralisierung (+/- SE)

Glukosezugabe betrug der PE 21%, bei der höchsten Glukosegabe 43%. Aufgrund der großen Standardabweichung konnten jedoch nur zwischen M0 und M1 sowie zwischen M1 und M2-M4 signifikante Unterschiede in der C-Mineralisation festgestellt werden.

Im Gehalt an mikrobieller Biomasse ließen sich während der Inkubation kaum Unterschiede zwischen der Kontrolle und den Versuchsvarianten erkennen, nur bei der höchsten Glukosezugabe war die bodenbürtige mikrobielle Biomasse erhöht. Bei geringen Glukosegaben und zu Beginn der Inkubationszeit waren höhere Anteile des insgesamt zugegebenen ¹⁴C in der mikrobiellen Biomasse festgelegt als bei höheren Glukosegaben und steigender Inkubationszeit, obwohl weniger ¹⁴C veratmet wurde. Bei geringen Glukosegaben wurde das ¹⁴C folglich von den Mikroorganismen aufgenommen, konnte jedoch nicht vollständig zu CO₂ metabolisiert werden. Entgegen den Erwartungen waren die Anteile an miscanthusbürti-

gem C im freigesetzten CO₂ nach der Glukosezugabe im Vergleich zur Kontrolle ohne Glukosezugabe nicht erhöht, sondern zunächst deutlich erniedrigt (Abb.2). Dabei sanken die Anteile an miscanthusbürtigem C bei hohen Glukosegaben stärker als bei niedrigen. Es scheint, als ob es durch die Glukosegabe zunächst zu einer Hemmung der Mineralisierung des miscanthusbürtigen C gekommen ist, obwohl dieser pflanzenbürtige, neu eingetragene C eigentlich leichter verfügbar sein sollte als die alte OBS. Erst nach 12 Tagen lässt sich eine Tendenz zur schnelleren Mineralisierung des miscanthusbürtigen C erkennen.

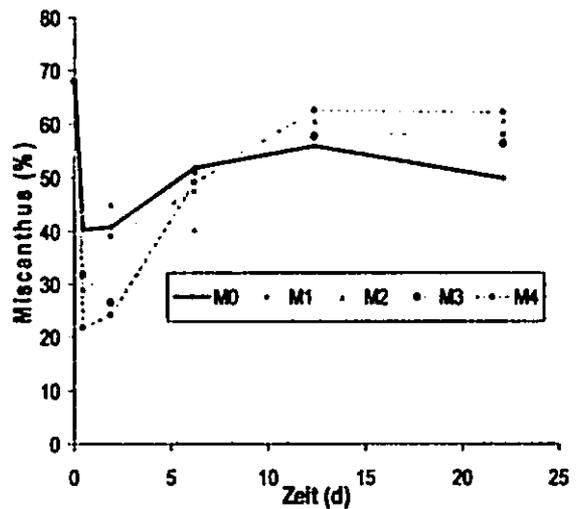


Abb. 2: Anteile an miscanthusbürtigem C am freigesetzten CO₂

4. Schlussfolgerungen

Mit steigenden Zugaben an Glukose als leicht verfügbarer Substanz stiegen die Glukosemineralisierung sowie die PE im Boden an. Der zusätzlich mineralisierte C scheint jedoch nicht aus dem neu eingebrachten, miscanthusbürtigen C sondern aus der besser stabilisierten alten OBS zu stammen.

5. Literatur

Mary, B., Fresneau, C., Morel, J.L., Mariotti, A. (1993): C and N cycling during decomposition of root mucilage, roots and Glucose in soil. Soil Biol. Biochem. 25, 1005-1014.

Hamer, U. und B. Marschner (2005): Priming effects in different soil types induced by fructose, alanine, oxalic acid and catechol additions. Soil Biol. Biochem. 37, 445-454.

Kann die CO₂-Senkenfunktion europäischer Laubwälder durch Änderungen im C-Vorrat des Bodens nachgewiesen werden?

Schrumpf, M.^{*}, Schulze, E.-D.^{*}, Olsson, M.[†]

Einleitung

Im Rahmen des EU-Projektes CarboEurope IP wird die CO₂-Bilanz von unterschiedlich genutzten Standorten u.a. mit Hilfe der Eddy-Kovarianz-Methode untersucht. Zusätzlich werden Änderungen der Biomasse dokumentiert. Die Differenz zwischen der jährlichen CO₂-Flussbilanz und der Änderung der Biomasse sollte sich als Änderung im Vorrat des Bodenkohlenstoffs nachweisen lassen. Aufgrund der hohen räumlichen Heterogenität der Bodeneigenschaften (C-Gehalt, Lagerungsdichte) und der geringen nachzuweisenden Vorratsänderung (z.B. 0.01-0.1 kg C m⁻² a⁻¹) gegenüber hohen Gesamtvorräten (z.B. 5.5-11 kg C m⁻²), steht dieser Nachweis im Gelände aber noch aus.

Fragestellungen des „Workpackage Soil“ in CarboEurope

- Lässt sich die erwartete Differenz zwischen Flussmessungen und Änderungen der Biomasse im Boden nachweisen (Verifizierung der Eddy-Fluss-Messungen)?
- Können Änderungen im Boden innerhalb der Verpflichtungsperiode des Kyoto-Protokolls (5 Jahre) nachgewiesen werden?
- Welche Prozesse der C-Stabilisierung spielen eine Rolle?
- Welche C-Fraktion im Boden kann als Indikator des Wandels dienen?

Methoden

Für die Studie wurden 12 Standorte unterschiedlicher Nutzung mit kontinuierlichen Eddy-Fluss-Messungen in Europa ausgewählt: 3 Laubwaldstandorte, 3 Nadelwälder, 3 Grassländer und 3 Ackerstandorte. Im Bereich des Haupt-Footprints der Eddy-Fluss-Türme der Standorte wurden im Laufe des Jahres 2004 jeweils 100 weitgehend ungestörte Bohrkerne (9.2 cm Durchmesser, bis zu 70 cm Länge) entlang eines systematischen Grids entnommen, welches eine Wiederbeprobung mit gepaarten Stichproben ermöglicht. Die organische Auflage wurde mit Hilfe eines Rahmens beprobt. Die Bohrkerne wurden angesprochen und in Segmente von 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, ... cm unterteilt. Steine und Wurzeln (>1mm Durchmesser) wurden vor Trocknung (40°C) und Weiterbehandlung ausgelesen.

An allen Proben erfolgt die Bestimmung des Feinbodengehalts (< 2mm) sowie von gesamt C_{org}- und N-Gehalten um Informationen über die aktuellen C-Vorräte und deren Varianz auf den Untersuchungsflächen zu erhalten. Zusätzlich werden von weiteren Projektpartnern an 10 zufällig ausgewählten Bohrkernen pro Standort weitere prozessorientierte Studien betrieben:

- Mineralisation (Uppsala, Persson)
- Dichtefraktionierung (Halle, Guggenberger, Grabe)
- Textur (München, Kögel-Knabner)
- Aggregatfraktionierung (Napoli, Cotrufo)
- Isotope ¹³C, ¹⁵N, ¹⁴C (Jena; Halle; Napoli)

Erste Ergebnisse

Bei den untersuchten Laubwaldstandorten handelt es sich um einen 35-jährigen Buchen-Eichenwald in Hesse (Frankreich, Stagnic Luvisol), einen 80-jährigen Buchenwald in Soroe (Dänemark, Gleyic Cambisol) und einen naturnahen Wald im Hainich Nationalpark (Deutschland, Eutric Cambisol). Erste Ergebnisse zeigen, dass sich die drei untersuchten Flächen sowohl im C-Vorrat, als auch der Varianz der C-Gehalte unterscheiden.

mschrumpf@bgc-jena.mpg.de

^{*}Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Hans-Knöll-Strasse 10, D-07745 Jena.

[†]Swedish University of Agricultural Sciences, Dept. of Forest Soils, P.O. Box 7001, S-750 07 Uppsala

Im Hainich Nationalpark sind die C-Konzentrationen und Vorräte am höchsten, in Hesse am geringsten (Tab 1.). Die Streuung der C-Konzentrationen war in Soroe durch das vereinzelt Auftreten von anmoorigen Senken am höchsten.

Tab. 1. C-Konzentrationen und Vorräte von Hesse, Soroe und Hainich (± Stabw., Varkoeff. kursiv).

	0-5 (g kg ⁻¹)	Vorrat 0-5 (gC m ⁻²)	Vorrat 0-60 (gC m ⁻²)
Hesse n = 95	2,84 ± 0,96 <i>34%</i>	1127 ± 293 <i>26%</i>	6118 ± 1480 <i>24%</i>
Soroe n = 10	4,69 ± 2,52 <i>54%</i>	1658 <i>26%</i>	9036 <i>24%</i>
Hainich n = 27	5,43 ± 1,13 <i>21%</i>	2256 <i>26%</i>	13453 <i>24%</i>

Ergebnisse über Standardabweichungen liegen noch nicht vor

Berechnungen der C-Vorräte in Hesse ergaben, dass sich der Variationskoeffizient der Vorräte gegenüber den entsprechenden Werten für die C-Konzentration verringerten, was auf eine negative Korrelation zwischen C-Konzentrationen und Lagerungsdichte zurückzuführen ist.

Auf Basis von Mittelwert und Standardabweichung lässt sich mit Hilfe der Power-Analyse (hier: α = 0,05, statistische Power = 0,80) die kleinste nachweisbare Differenz (MDD) bei einer Wiederbeprobung in Abhängigkeit von der Probenzahl abschätzen. Dabei wird angenommen, dass die Standardabweichung bei der Wiederbeprobung identisch ist. Die Ergebnisse zeigen, dass sich die geringsten Änderungen in Hesse nachweisen lassen würden (Abb. 1). Im Hainich erschweren die hohen bereits vorhandenen C-Vorräte den Nachweis kleiner Vorratsänderungen. Dieser Effekt überwiegt den geringeren Variationskoeffizienten im Vergleich zu Hesse.

Vergleicht man die Nachweisgrenzen für den Standort Hesse bei 100 Proben mit der von Liski et al. (2002) modellierten durchschnittlichen C-Änderung in Wäldern Frankreichs in 5 Jahren (165 gC m⁻²), könnte dieser Wert in Hesse nachgewiesen werden, wenn die Änderung in den

oberen 5 cm erfolgte (MDD 117 gC m⁻²). Eventuell wäre dies auch noch möglich, wenn die Änderung in den oberen 20 cm (MDD 161 gC m⁻²) erfolgte. Bei einer Verteilung auf eine größere Bodentiefe wird die Änderung zu klein im Vergleich zu den zu berücksichtigenden Gesamtvorräten. Da die Wiederbeprobung mit gepaarten Stichproben erfolgen soll und nicht wie hier angenommen mit zufälligen Stichproben, kann die Nachweisbarkeit von Änderungen insbesondere an so heterogenen Standorten wie in Soroe noch verbessert werden.

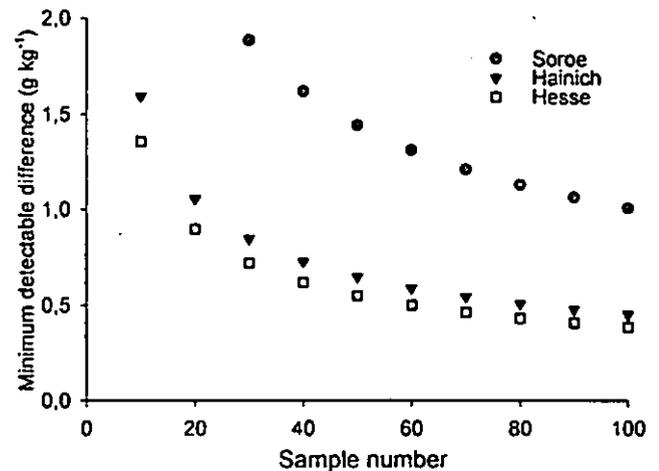


Abb. 1. Kleinste nachweisbare Differenz an den drei Laubwaldstandorten in Abhängigkeit von der Probenzahl (one-sample t-test, α = 0,05, statistical power = 0,8).

Zusammenfassung

Änderungen im Boden sind am besten nachweisbar, wenn Kohlenstoffvorrat und Varianz gering sind und sich die Änderung im C-Vorrat in einem bestimmten Bodenabschnitt abspielt. Die Bestimmung von C-Konzentration und Lagerungsdichte an identischen Proben verbessert die Nachweisbarkeit. Zumindest an einigen der untersuchten Standorte scheint die Nachweisbarkeit von Änderungen in der gleichen Größenordnung zu liegen wie die erwarteten Änderungen. Der eigentliche Nachweis kann jedoch erst nach der Wiederbeprobung – zunächst 2008, dann alle 5 Jahre – erbracht werden.

Literatur:

Liski, J., Perruchoud, D. & Karjalainen, T. (2002). Increasing carbon stocks in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management* 169: 159-175

P-Immobilisierung zur Verminderung gelöster P-Einträge aus Böden in Gewässer - eine Literaturübersicht

Peter Schweigert,
im Gedenken an Rienk R. van der Ploeg

Problematik

In den 80er Jahren erfolgte der P-Eintrag in deutsche Flüsse größtenteils über Kläranlagen (Abb. 1). Besonders durch verbesserte Abwasserreinigung hat der relative Anteil dieser Einträge abgenommen, der relative Anteil der Einträge aus den Böden jedoch zugenommen (Abb. 2). Einen erheblichen Anteil dieser Einträge erfolgt in gelöster Form über Oberflächenabfluss, Drainagen und Grundwasser.

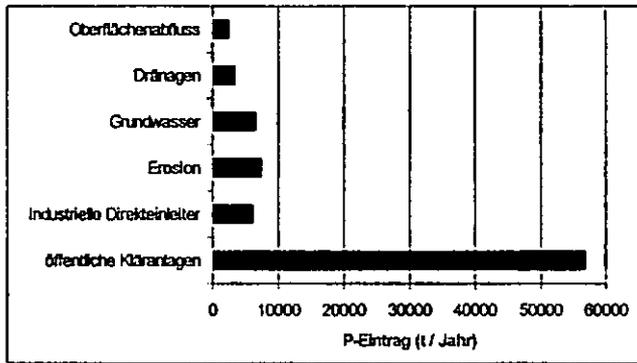


Abb. 1: P-Einträge in deutsche Flüsse (1983-1987), nach Behrendt et al. (1999).

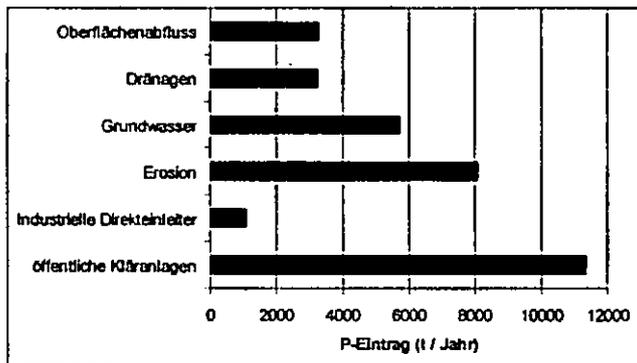


Abb. 2: P-Einträge in deutsche Flüsse (1993-1997), nach Behrendt et al. (1999).

Als Maßnahmen zur Verminderung gelöster P-Einträge werden in Deutschland vor allem 2 Möglichkeiten genannt:

1. Reduzierung der P-Zufuhr. Dies wirkt sich jedoch erst längerfristig aus.
2. P-Immobilisierung durch Ca-, Fe-, und Al-Verbindungen.

In diesem Bereich besteht Forschungsbedarf (Leinweber, 1996; Heilmann et al., 2005). Der Stand der Forschung soll im folgenden dargestellt werden (siehe auch: Schweigert, 2004). Die vollständige Literaturliste wird bei Bedarf zugesandt.

Dr. Peter Schweigert
Institut für Bodenkunde der Universität Hannover,
Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
Tel.: 0511-762-8068
e-mail: schweigert@ifbk.uni-hannover.de

Deutsche Literatur

Aus Hochmoorböden wird P in großen Mengen ausgewaschen (bis 15 kg/ha). In einem Feldversuch bestimmten deshalb Scheffer et al. (1985) die Wirkung der Zufuhr einer Mischung von
- Rotschlamm (29 % Fe₂O₃, 26 % Al₂O₃) und
- Grünsalz (bestehend aus FeSO₄ und H₂SO₄) (Reststoffe der Aluminium- bzw. Stahlherstellung) auf die P-Auswaschung aus Hochmoorböden (0-10 cm Bodentiefe, Abb. 3).

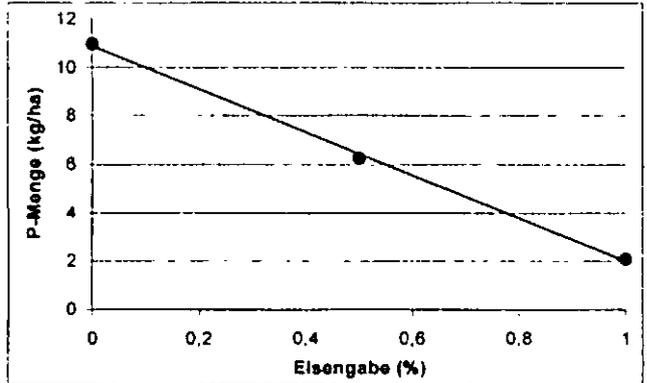


Abb. 3: Jährliche ausgewaschene P-Menge aus saurem Hochmoorböden in Abhängigkeit von der Eisengabe (Mittelwerte von 3 Jahren, nach Scheffer et al., 1985).

Bei Eisengaben von 1 % wurde die jährlich ausgewaschene P-Menge durch Immobilisierung von über 10 auf 2 kg/ha reduziert. Die Wirksamkeit der Maßnahme ist somit deutlich, jedoch können Schädwirkungen, z.B. wegen Schwermetallverunreinigungen dieser Reststoffe, nicht ausgeschlossen werden.

Internationale Literatur seit 1994

International sind seit 1994 ca. 50 Veröffentlichungen zum Thema erschienen. Sie beziehen sich zu ca. 70 % auf die Immobilisierung von P im Boden und zu ca. 30 % auf die Immobilisierung in Wirtschaftsdüngern. Im folgenden soll ein kurzer Einblick in diese Untersuchungen gegeben werden.

Durch langjährig überhöhte Zufuhr von Wirtschaftsdünger besteht aus Gründen des Gewässerschutzes oft Sanierungsbedarf. Deshalb untersuchten Peters und Basta (1996) in einem Laborversuch die Auswirkungen der Zufuhr von

- Rotschlamm (Fe-, Al-, Ca-haltig)
- Wasserwerksschlamm (Al-haltig)
- Reststoffen der Zementherstellung (Ca-haltig) zu Bodenproben (Abb. 4).

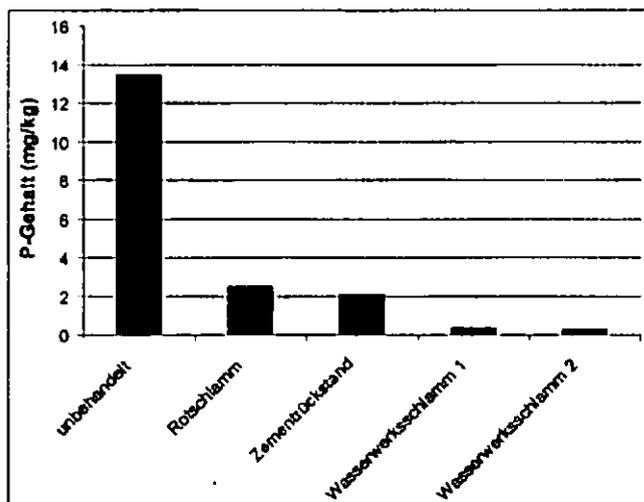


Abb. 4: Reduzierung des 0,01 M $\text{CaCl}_2\text{-P}$ durch die Zugabe von verschiedenen industriellen und kommunalen Reststoffen zu Bodenproben (100 g/kg).

Auch diese Ergebnisse zeigen eine starke Reduzierung der löslichen P-Gehalte durch Immobilisierung. Rotschlamm und Zementrückstände erhöhten jedoch auch den Salzgehalt des Bodens, während die Wasserwerksschlämme keine nachteiligen Auswirkungen hatten. Deshalb wird der Einsatz von Wasserwerksschlämmen empfohlen.

Aus Sandböden mit geringem P-Sorptionsvermögen wird P oft in großer Menge ausgewaschen. In Säulenversuchen bestimmten Elliot et al. (2002) deshalb den Einfluss von Al- Fe- und Ca-haltigen Wasserwerksschlämmen (25 g/kg) auf die P-Auswaschung aus der Schicht von 0-10 cm. Während aus unbehandelten Säulen 21 % des zugeführten P-Mineraldüngers ausgewaschen wurden, betrug die Auswaschungsrate bei behandelten Säulen nur 1-3 %. Die Versuche belegen deshalb die Eignung von Wasserwerksschlämmen zur Verminderung der P-Auswaschung.

Geflügelmist wird oft auf Grünland ausgebracht. Weiterhin wird mit diesem, wenn sich die Düngung an dessen N-Gehalt orientiert, zu viel P ausgebracht. Deshalb werden nach dessen Ausbringung hohe P-Konzentrationen im Oberflächenabfluss festgestellt. Durch die Zufuhr von $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ in die Einstreu bei Bodenhaltung von Masthähnchen kann die Löslichkeit des P im Geflügelmist reduziert werden (Moore et al., 2000). Dadurch wurde eine Reduzierung der P-Konzentration im Oberflächenabfluss nach der Ausbringung von behandeltem Geflügelmist um ca. 75 % festgestellt. Weitere Ergebnisse dieser Maßnahme waren:

- Verringerung der NH_3 -Konzentration im Stall um 75 %
- Verbesserte Tiergesundheit / höheres Gewicht
- Erhöhung des Gewinns um ca. 500 \$ pro Stall

Es wird deshalb gefolgert: „Die Ergebnisse zeigen, dass die Behandlung von Geflügeleinstreu mit Aluminiumsulfat eine sehr effektive „Beste Fachliche Praxis“ („best management practice“) ist, die die Verunreinigung aus diffusen Quellen vermindert und gleichzeitig die landwirtschaftliche Produktivität erhöht (Moore et al., 2000).

Schlussfolgerung

Durch Immobilisierung kann der gelöste P-Eintrag in Gewässer vermindert werden. Bodenwissenschaftler in den USA bewerten entsprechende Verfahren positiv. Es stellt sich die Frage, wie Bodenwissenschaftler in Deutschland die Verfahren beurteilen.

Literatur

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. und Uebe, R. 1999: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Forschungsbericht 29625515, Texte 75/99, im Auftrag des Umweltbundesamtes.

Elliot, H.A., O'Connor, G.A., Lu, P., and Brinton, S. 2002: Influence of water treatment residuals on phosphorus solubility and leaching. *J. Environ. Qual.* 31, 1362-1369.

Heilmann, E., Leinweber, P., Ollesch, G. und Meißner, R. 2005: Räumliche Variabilität sequenziell extrahierter P-Fractionen in einem Schlufflehm. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 168, 307-315.

Leinweber, P. 1996: Phosphorfractionen in Böden aus einer Region mit hoher Konzentration des Viehbestandes. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 159, 251-256.

Moore, P.A., Jr., Daniel, T.C., and Edwards, D.R. 2000: Reducing phosphorus runoff and inhibiting ammonia loss from poultry manure with aluminum sulphate. *J. Environ. Qual.* 29, 37-49.

Peters, J.M., and Basta, N.T. 1996: Reduction of excessive bioavailable phosphorus in soils by using municipal and industrial wastes. *J. Environ. Qual.* 25, 1236-1241.

Scheffer, B., Bartels, R. und Blankenburg, J. 1985: Möglichkeiten der Verwertung von Rotschlamm und Grünsalz auf Hochmoorböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 148, 527-535.

Schweigert, P. 2004. Verminderung von Emissionen der Intensivtierhaltung durch den Einsatz von Aluminiumverbindungen. *Berichte über Landwirtschaft* 82 (3), 351-361.

Gelöster Kohlenstoff und Stickstoff in einem Ackerboden unter erhöhter atmosphärischer CO₂ Konzentration (FACE)

Jan Siemens¹, Katia Heiduk², Andreas Pacholski², Anette Giesemann², Martin Kaupenjohann¹ & Hans Joachim Weigel²

Laut Andrews & Schlesinger (2001) verlangsamten terrestrische Ökosysteme den Anstieg der CO₂ Konzentration der Atmosphäre, indem sie steigenden Mengen von CO₂ in gelöster Form in Aquifere transferieren. Tatsächlich wurden in den vergangenen 30 Jahren steigende Alkalinitätsexporte aus dem Einzugsgebiet des Mississippi registriert, die auf einer solchen Rückkopplung beruhen könnten (Raymond & Cole, 2003). Gleichzeitig zeigten Raymond & Cole (2003), dass ackerbauliche Ökosysteme im Vergleich zu Waldökosystemen ein Vielfaches an Alkalinität exportieren. Gründe hierfür können höhere pH-Werte der Böden und ein intensiverer Umsatz von Kohlenstoff in landwirtschaftlichen Böden sein. Wir formulieren deshalb die Hypothese, dass eine Erhöhung des CO₂-Partialdrucks der Atmosphäre den Export von gelöstem anorganischen und organischen Kohlenstoff (DIC & DOC) aus ackerbaulich genutzten Böden besonders verstärkt. Weiterhin gehen wir davon aus, dass die „Düngung“ landwirtschaftlicher Kulturen mit atmosphärischem CO₂ zu einer Verminderung der N-Auswaschung aus Böden (Hagedorn et al., 2002) und zu einer Erhöhung des C/N-Verhältnisses der gelösten organischen Substanz führt. Aufgrund der Ergebnisse von Hagedorn et al. (2004) und Søe et al. (2004) gehen wir ferner davon aus, dass DOC hauptsächlich aus „altem“

Kohlenstoff und DIC hauptsächlich aus rezent assimiliertem Kohlenstoff stammt.

Zur Prüfung der Hypothesen wurden für den Zeitraum von November 2004 bis Mai 2005 Konzentrationen von DIC, DOC, Gesamt-N, NO₃-N und NH₄-N in Bodenlösungsproben des FACE Versuches des Braunschweiger Kohlenstoff Projektes bestimmt. Bodenlösungsproben wurden mit tensiometergesteuerten Glassaugkerzen gewonnen, ein Ausgasen der Proben wurde dabei durch Verwendung gasdichter Probengefäße in Anlehnung an Suarez (1986) minimiert. Konzentrationen gelösten organisch gebundenen N (DON) berechneten wir als Gesamt-N minus NO₃-N minus NH₄-N. Flüsse gelöster Stoffe ermittelten wir durch Multiplikation mittlerer Konzentrationen mit der Sickerwasserspende, die wir mit dem Modell cropDNDC (Zhang et al., 2002) abschätzten. Zur Identifizierung der Quellen von DOC und DIC wurden ihre $\delta^{13}\text{C}$ Isotopenverhältnisse an einem Finnigan DeltaPlus EA-IRMS (FAL Braunschweig) und einem DeltaPlus XL IRMS mit gasbench (MPI BGC, Jena) bestimmt.

Die Mediane der DOC und DIC Konzentrationen und unter erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentration unterschieden sich nicht signifikant von Konzentrationen der Kontrolle. Mittlere DOC Konzentrationen betragen 13 ± 3 mg l⁻¹ in 30 cm Tiefe und 10 ± 3 mg l⁻¹ in 90 cm Bodentiefe. Konzentrationen gelösten anorganischen Kohlenstoffs waren 3–4 mal so hoch wie die DOC-Konzentrationen (30 cm Tiefe: 44 ± 18 mg l⁻¹; 90 cm Tiefe: 39 ± 7 mg l⁻¹). Während der Messperiode wurden mit dem Sickerwasser ca. 3–4 g DIC m⁻² und etwa 1 g DOC m⁻² aus den oberen 90 cm des Solums ausgetragen. Erhöhte atmosphärische CO₂-Konzentrationen führten nicht zu einer Erhöhung des DIC- und DOC-Austrags.

¹ FG Bodenkunde, TU Berlin

² Inst. f. Agrarökologie, FAL Braunschweig
Korrespondenz: jan.siemens@tu-berlin.de

Die Begasung mit CO₂ erhöhte den Median der DOC/DON Verhältnisse in 30 cm Tiefe von 7 auf 9 und in 90 cm Tiefe von 8 auf 13. Diese Erhöhung war für die untere Tiefe von 90 cm signifikant ($p = 0.05$; Mann-Whitney *U*-test).

Stickstoff wurde vor allem in Form von NO₃⁻ verlagert. Gelöster organisch gebundener Stickstoff (DON) war für den N-Austrag von untergeordneter Bedeutung. Unter erhöhter atmosphärischer CO₂-Konzentration wurden $3,0 \pm 0,7$ g NO₃-N m⁻² in Tiefen größer als 90 cm ausgewaschen. Für die Kontrollvariante betrug die NO₃-N Auswaschung $2,0 \pm 0,2$ g m⁻².

Das $\delta^{13}\text{C}$ Isotopenverhältnis des DOC unter erhöhtem atmosphärischen CO₂ war mit einem Wert von $-31,0 \pm 0,5\text{‰}$ gegenüber der Kontrolle ($-28,8 \pm 0,3\text{‰}$) um etwa zwei Promille zu negativeren Werten verschoben. Eine einfache Mischungsrechnung mit einem $\delta^{13}\text{C}$ von $-27,7\text{‰}$ bis $-29,0\text{‰}$ für Bodenkohlenstoff und Biomasse der Kontrolle und einem Verhältnis von $-40,5\text{‰}$ bis $-43,4\text{‰}$ für die unter FACE assimilierte Biomasse ergab, dass ca. 15–19% des DOC aus „neuem“ Kohlenstoff stammen, der innerhalb der Laufzeit der Begasungsversuches (1999-2005) fixiert wurde.

Ein $\delta^{13}\text{C}$ Isotopenverhältnis des DIC von $-14,2 \pm 1,4\text{‰}$ für die Bodenlösung der Kontrollen zeigte an, dass ca. 46–49% des DIC aus der Atmung von Pflanzen oder Bodenorganismen stammen, der Rest aus der Atmosphäre oder der Lösung von Kalziumkarbonat. Die Begasung mit CO₂ führte in einem FACE-Ring zu einer Verschiebung des $\delta^{13}\text{C}$ Isotopenverhältnis zu Werten von $-23,6 \pm 2,0\text{‰}$, in einem zweiten Ring zu einer Verschiebung zu einem Verhältnis von $-19,8 \pm 1,4\text{‰}$. Aufgrund der Vielzahl möglicher DIC-Quellen war eine Ermittlung des Anteils von „neuem“ Kohlenstoff am DIC allein auf der

Grundlage des $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ Verhältnisses bislang nicht möglich.

Unsere bisherigen Ergebnisse stützen die Hypothese verstärkter DIC- und DOC-Austräge unter erhöhten atmosphärischen CO₂-Konzentrationen nicht. Eine Erhöhung der DOC/DON-Verhältnisse durch Begasung mit CO₂ deutet sich an, ist aber gering. Die N-Auswaschung wird durch erhöhte atmosphärische CO₂ Konzentrationen bislang nicht vermindert. Gelöster organischer Kohlenstoff stammt übereinstimmend mit den Ergebnissen aus Waldökosystemen überwiegend aus „altem“ Kohlenstoff.

- Andrews J.A., W.H. Schlesinger, 2001. Soil CO₂ dynamics, acidification, and chemical weathering in a temperate forest with experimental CO₂ enrichment. *Global Biogeochemical Cycles* 15, 149-162.
- Hagedorn F., W. Landolt, D. Tarjan, P. Egli, J.B. Bucher, 2002. Elevated CO₂ influences nutrient availability in young beech-spruce communities on two soil types. *Oecologia* 132, 109-117.
- Hagedorn F., M. Saurer, P. Blaser, 2004. A C-13 tracer study to identify the origin of dissolved organic carbon in forested mineral soils. *Eur. J. Soil Sci.* 55, 91-100.
- Raymond P.A., J.J. Cole, 2003. Increase in the export of alkalinity from North Americas largest river. *Science* 301, 88-91.
- Søe, A., A. Giesemann, T.-H. Anderson, H.-J. Weigel, N. Buchmann, 2004. Soil respiration under elevated CO₂ and its partitioning into recently assimilated and older carbon sources. *Plant and Soil* 262, 85-94.
- Suarez, D.L., 1986. A soil-water extractor that minimizes CO₂ degassing and pH errors. *Water Resour. Res.* 22, 876-880.
- Zhang, Y., C.S. Li, X.J. Zhou, and B. Moore III, 2002. A simulation model linking crop growth and soil biogeochemistry for sustainable agriculture. *Ecol. Model.* 151, 75-108.

Wir bedanken uns bei Alexander Telz und Willi Brandt, Max-Planck Institut für Biogeochemie, für die Analyse der $\delta^{13}\text{C}$ Verhältnisse des DIC.

Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung – Schätzung der N-Emissionen aus der Pflanzenproduktion

Brigitta Szyska, Martin Bach, Lutz Breuer, Hans-Georg Frede

Einleitung

Ziel dieser Arbeit ist es, im Rahmen des Projektes „Entwicklungen von Indikatoren für eine nachhaltige Landnutzung“ der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, neue Indikatoren (N_2O und NO) für das Beratungsprogramm REPRO zur Bewertung der Nachhaltigkeit von Landwirtschaftsbetrieben zu entwickeln. Ferner soll dadurch ermöglicht werden, die Freisetzung der primär und sekundär klimarelevanten N-Spurengase auf Schlägebene für alle Agrarregionen und relevanten Betriebssysteme in Deutschland zu schätzen. Die Abschätzung der N-Spurengase erfolgt mit dem Denitrification Decomposition Modell (DNDC). Für die Integration der neu entwickelten Indikatoren in REPRO werden die Modelle REPRO und DNDC miteinander gekoppelt.

Modellstruktur

Das Programm REPRO leistet eine system- und prozessorientierte Analyse der Stoff- und Energieflüsse eines landwirtschaftlichen Betriebes. Diese werden nach Produktionsverfahren getrennt dargestellt (Abb.1). Daraus werden dann Indikatoren für die ökonomische und ökologische Analyse des Betriebes abgeleitet (Hülsbergen 2002).

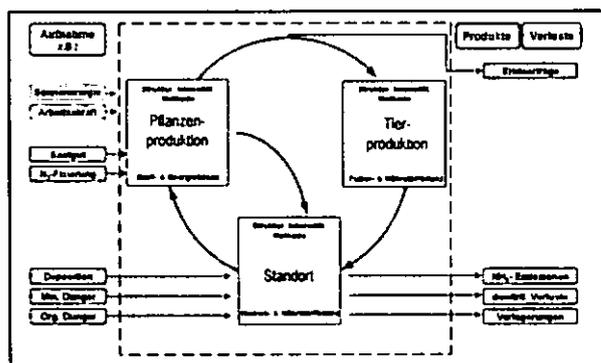


Abb. 1: Darstellung der Stoff- und Energieflüsse im Modell REPRO (nach Hülsbergen 2002, verändert)

Mit den Daten zu Klima, Standort, Kultur und Bewirtschaftung werden in DNDC die Berechnungen der sog. Bodenumweltfaktoren initialisiert. Diese wiederum gehen in die Module der Nitrifikation, Denitrifikation und Fermentation ein, mit denen die Vorhersagen über die N- (und C-) Emissionen berechnet werden. Der anaerobe Ballon ermöglicht ein Nebeneinander der aeroben und anaeroben Prozesse im simulierten Bodenhorizont. Er kann je nach Bodenfeuchte bzw. O_2 -zehrendem Prozess schwellen oder schrumpfen (Abb. 2).

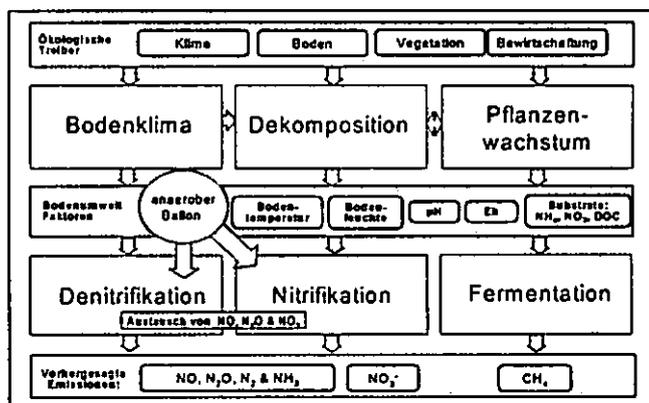


Abb. 2: Struktur des DNDC Modells zur Simulation der C- und N-Umsetzungen im Boden (nach Li 2000, verändert)

Methoden

Vor der Kopplung der Modelle muss DNDC für Deutschland kalibriert, modifiziert und validiert werden. Eine Übersicht der Schritte dazu wird im folgenden beschrieben:

1. Durch die Durchführung von Sensitivitätsanalysen wurden die beeinflussenden Eingangsgroßen gekennzeichnet, so dass eine Angleichung der Datengrundlage zwischen REPRO und DNDC erfolgen kann.
2. Die Simulationsergebnisse für N_2O und NO werden vor und nach der Modifikation und Kalibrierung von DNDC an Hand von Messergebnissen aus der Literatur auf ihre Plausibilität überprüft.
3. Um die für die Kalibrierung relevanten Parameter herauszufinden, wurde zunächst durch eine schrittweise multiple lineare Regression mit allen ausgegebenen Modellergebnissen und Stoffpools die modellinternen Zusammenhänge verdeutlicht.
4. In einem weiteren Schritt sollen dann, mittels einer Unsicherheitsanalyse, die für die Kalibrierung heranzuziehenden Parameter deklariert werden.

Ergebnisse und Diskussion

Die hier dargestellten Ergebnisse sind die der ersten Simulationen mit dem noch nicht kalibrierten DNDC Modell (Version 8.6L). Im Vergleich der über 344

Tage gemessenen kumulierten mit den berechneten N_2O -Emissionen (Abb. 3), scheint das Modell – rein visuell betrachtet – die Lachgasemissionen recht zufriedenstellend abzuschätzen. Lediglich bei der Variante Gülle (74 kg $N \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$) kommt es zu einer Abweichung von ca. 55 %.

Bei Auflösung der N_2O -Emissionen in

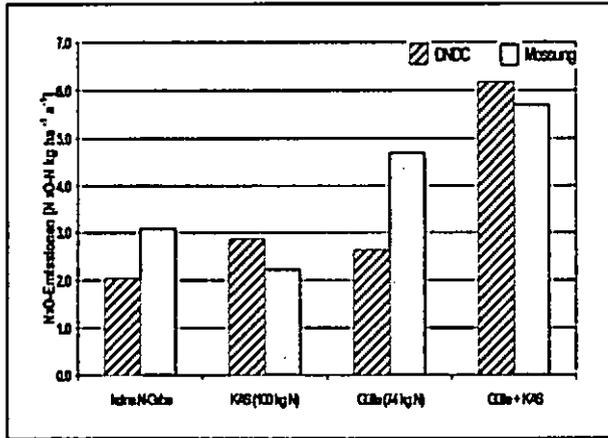


Abb. 3: Vergleich der kumulierten N_2O -Emission aus Messungen (closed chamber) mit dem Modell. Die Messungen wurden 2001/2002 für verschiedene Düngeregime eines zweischürigen Dauergrünlands mit jeweiliger Nachweide auf einem sandigen Treposol des Versuchsbetriebs Karkendamm der Universität Kiel durchgeführt (Abteilung Grünland und Futterbau, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung).

Tagesschritte (Abb. 4) wird sichtbar, dass DNDC zwar den Zeitpunkt der N_2O -Emissionen gut trifft, jedoch die emittierten Mengen sowohl über als auch unterschätzt werden. Ganz deutlich können die Überschätzungen der N_2O -Emissionen von DNDC für den Zeitraum Ende August bis Ende Oktober 2001 beobachtet werden. Gleich im Anschluss daran wird eine sehr geringe Menge an

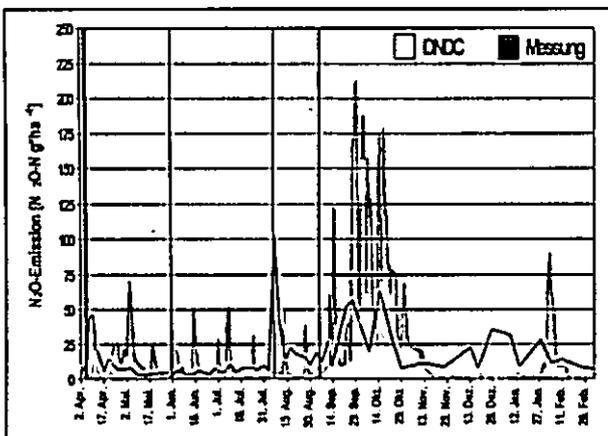


Abb. 4: Vergleich der täglichen gemessenen und simulierten N_2O -Emissionen der mit Gülle und KAS Dünger behandelten Flächen auf dem Versuchsfeld in Karkendamm. Die Messungen wurden 1 bis 3 mal pro Woche durchgeführt. Die schwarzen senkrechten Linien im Diagramm zeigen den Zeitpunkt der folgenden Maßnahmen an: 3. Apr.: 74 kg N (Gülle), 6. Apr.: 70 kg N (KAS), 29. Mai: 30 kg N (KAS), 4. Aug.: Nachweide (2 Tage, 85 Tiere), 7. Sep.: Nachweide (2 Tage, 85 Tiere).

N_2O -Emissionen vom Modell berechnet, so dass für die Wintermonate das Modell die Lachgasemissionen im Vergleich zur Messung eindeutig unterschätzt. Die Analyse der multiplen linearen Regression ergab, dass die Lachgasemission hier stark von der Stickstoffmineralisation bestimmt wird. Dieser biologische Prozess wird in DNDC durch die Aktivität, Größe und das Wachstum der Mikroorganismenpopulation bestimmt. Ihre Größe und Aktivität bzw. die daraus resultierenden Umsetzungsraten können wiederum durch die Menge des verfügbaren org. Kohlenstoffs (DOC) im Boden erklärt werden. Des weiteren werden diese biologischen Prozesse deutlich von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur mit beeinflusst (Abb.5).

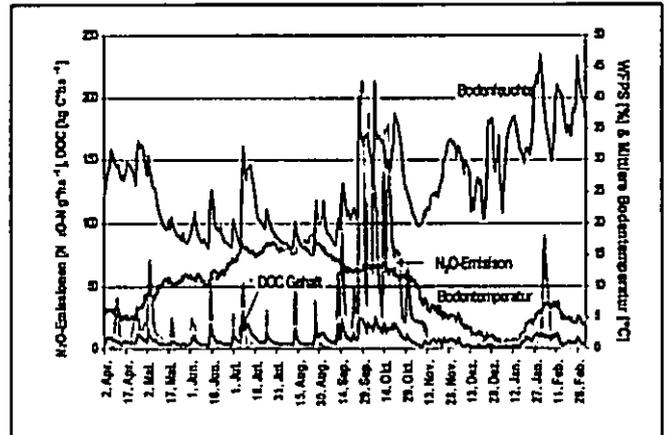


Abb. 5: Tägliche Simulierte N_2O -Emissionen sowie der berechnete DOC Pool und die kalkulierte mittlere Bodentemperatur und Bodenfeuchte (Bodenfeuchte in WFPS = water-filled pore space).

Auffällig ist, dass in dem Zeitraum der geringen N_2O -Emissionen (Herbst-Winter, vgl. auch Abb. 4) die Bodenfeuchte ansteigt. Zu erwarten wäre unter diesen Bedingungen ein Anstieg der Lachgasemissionen, wie auch in den Messungen beobachtet wurde. Jedoch scheint modellintern der Einfluss der Bodentemperatur den der Bodenfeuchte zu überlagern, da mit abnehmender berechneter Bodentemperatur die N_2O -Emissionen auch rückläufig sind. Bezüglich der Temperatur muss im Modell ein bestimmter Wert überschritten werden, damit eine Berechnung der N_2O bildenden Prozesse erfolgt.

Literatur:

Hülsbergen KJ, 2002. Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Shaker Verlag, Aachen, 278 S.
 Li CS, 2000. Modeling trace gas emission form agricultural ecosystems. Nutrient Cycling in Agroecosystems. 58, 259-276.

Nahinfrarot-Spektroskopie ist zur Qualitätsbeurteilung von Böden geeignet

T. Terhoeven-Urselmans¹, K. Michel¹, M. Helfrich^{1,2}, H. Flessa², B. Ludwig¹

Einleitung

Die Brauchbarkeit und Grenzen der Nahinfrarot-Spektroskopie (NIRS) für die Bodenqualitätseinschätzung sind bisher nicht zufriedenstellend untersucht. In dieser Studie wird beurteilt, ob sichtbare- und Nahinfrarot-Reflexionsspektroskopie (VIS-NIRS) die Zusammensetzung der organischen Substanz in Böden und Streu vorhersagen kann.

Material und Methoden

Reflexionsspektren der VIS-NIR Region (400-2500 nm) wurden für 56 Boden- und Streuproben land- und forstwirtschaftlich genutzter Flächen aufgenommen. Mit Hilfe dieser Spektren wurden die allgemeinen und biologischen Eigenschaften der Proben sowie die C-Zusammensetzung, die mit Hilfe der ¹³C CPMAS NMR-Spektroskopie bestimmt wurde, vorhergesagt. Die Gleichungen für die verschiedenen Konstituenten wurden auf Basis der modifizierten partielle-kleinst-Quadrat-Methode (Shenk und Westerhaus, 1991) und Kreuzvalidierung (Foley et al., 1998) über das ganze Spektrum erstellt (erste bis dritte Ableitung).

Ergebnisse und Diskussion

Das C/N-Verhältnis, der Prozentsatz von O-Alkyl und Alkyl C, das Verhältnis von Alkyl C zu O-Alkyl C (Abb. 1) und die Summe der phenolischen Oxidationsprodukte (Ligningehalt) wurden durch NIRS gut vorhergesagt: das Verhältnis der Standardabweichung der Laborergebnisse und des Standardfehlers der Kreuzvalidierung (RSC) war größer als 2, der Regressionskoeffizient (a) einer linearen Regression (gemessene gegen vorhergesagte Werte) schwankte zwischen 0,9 und 1,1 und der Korrelationskoeffizient (r) war größer als 0,9. Davis et al. (1999) zeigten, dass Fourier Transform Infrarot-Spektroskopie (FTIR) bei der Anwendung für Huminstoffe in der Lage war, ähnliche Ergebnisse im Vergleich zu ¹³C-NMR zu erzielen. Es wurde das atomare O/C- und das E4/E6 - Verhältnis vorhergesagt. Befriedigend ($0,8 \leq a \leq 1,2$, $r \geq 0,8$ und $1,4 \leq RSC \leq 2,0$) wurden die Gehalte von C und N, die Produktionsrate von gelöstem organischen C (DOC) und der prozentuale Anteil von Carbonyl- und aromatischem C vorhergesagt. Celi et al. (1997) untersuchten mit FTIR Carbonyl-Gruppen in DOC. Ihre Ergebnisse waren so gut wie die der Flüssigkeits-¹³C-NMR. Sie verglichen die spektralen Regionen 1720 - 1710 cm^{-1} und 1620 - 1600 cm^{-1} mit der NMR - Region 175 - 180 ppm. Die geringfügig höheren Gehalte bei FTIR im Vergleich zu den NMR-Ergebnissen führten sie auf Einschlüsse von Estern,

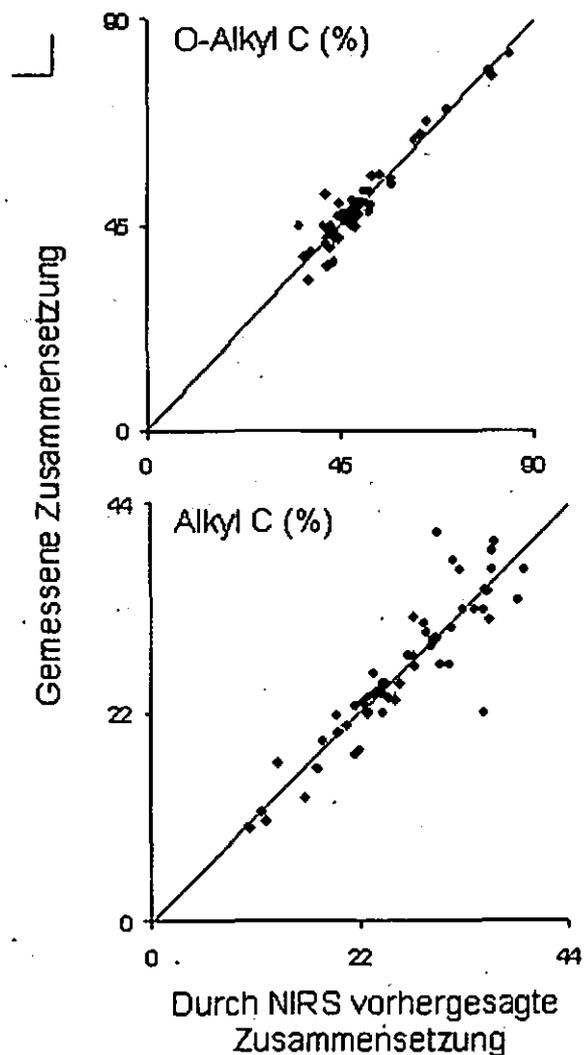


Abb. 1: Vorhergesagte und gemessene Werte für die Konstituenten O-Alkyl C und Alkyl C. Die Linien geben die 1:1-Linie wieder.

Amiden und Laktone zurück.

Dagegen wurden die N-Mineralisationsrate und der mikrobielle C nur mit unbefriedigender Genauigkeit vorhergesagt (RSC < 1,4).

Die genannten guten und befriedigenden Vorhersageergebnisse zeigen, dass NIRS sehr nützlich für die Qualitätsbeurteilung von Böden und Streu ist.

Dank

Diese Studie wurde von der DFG gefördert.

Literatur

- Celi, L., M. Schnitzer, and M. Negre (1997). *Soil Sci.* 162, 189-197.
- Davis, W.M., C.L. Erickson, C.T. Johnston, J.J. Delfino, and J.E. Porter (1999). *Chemosphere* 38, 2913-2928.
- Foley, W.J., A. McIlwee, I. Lawler, L. Aragones, A.P. Woolnough, and N. Berding (1998). *Oecologia* 116, 293-305.
- Shenk, J.S., and M.O. Westerhaus (1991). *Crop Sci.* 31, 469-474.

¹ Fachgebiet Umweltchemie, Fachbereich Ökologische Agrarwissenschaften, Universität Kassel, ttu@uni-kassel.de.

² Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Universität Göttingen.



C- und N-Vorräte in Böden als Funktion von Landnutzung und Pedogenese

J. Thiere¹, M. Sommer², D. Deumlich², L. Völker²

Problemstellung & Ziel

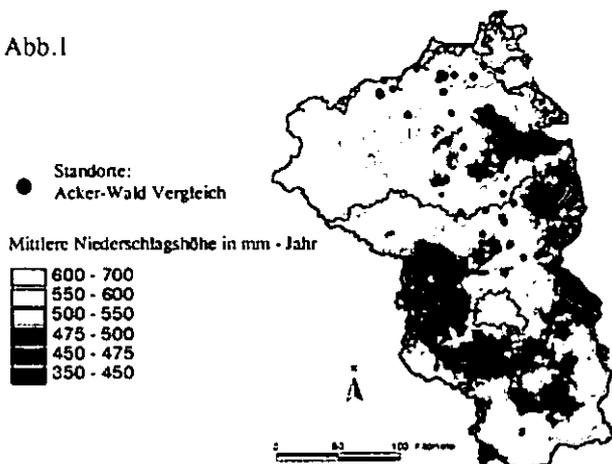
Komplexe biogeochemische Prozesse bestimmen die C-Sequestrierung in Bodenlandschaften. Zur flächenhaften Abschätzung der aktuellen und potenziellen C-Sequestrierung werden die steuernden Faktoren dieser Prozesse als Indikatoren genutzt. Bodeneigenschaften wirken dabei sowohl über die Steuerung der C-Inputs bzw. Biomasseproduktion (Wasser-, Nährstoffhaushalt) als auch über den bodenspezifischen Abbau und Sorption der organischen Substanz (reaktive Mineraloberfläche, pH, Eh). Die Bodeneigenschaften sind ihrerseits Produkt der Bodenentwicklung, d. h. der Pedogenese.

In jüngster Zeit werden Landnutzungsänderungen als Möglichkeit einer zusätzlichen C-Sequestrierung in Böden diskutiert (Lal, 2004; Freibauer et al., 2004). Die Höhe der Potentiale ist jedoch umstritten, nicht zuletzt aufgrund widersprüchlicher empirischer Befunde. Diese sind ihrerseits oft in den jeweiligen Stichproben begründet (kombinierte Wirkung von Boden und Landnutzungsänderungen). Es fehlen Untersuchungen, die Nutzungsänderungen unter vergleichbaren Bodeneigenschaften / vergleichbarer Pedogenese aufweisen. Ziel der vorliegenden Arbeit ist daher eine Quantifizierung der C- und N-Vorräte in pedogenetisch vergleichbaren Böden im Jungglazial NO-Deutschlands in einem Acker-Waldvergleich.

Material & Methoden

In einem paarweisen Vergleich (Distanz zur Acker-Waldgrenze max. 80 m) wurden je 18 Standorte (Abb.1) unter langjähriger Wald- und Ackernutzung auf verschiedenste physikalische, chemische, mineralogische und mikromorphologische Eigenschaften hin untersucht (Details in Thiere, 1968).

Abb.1

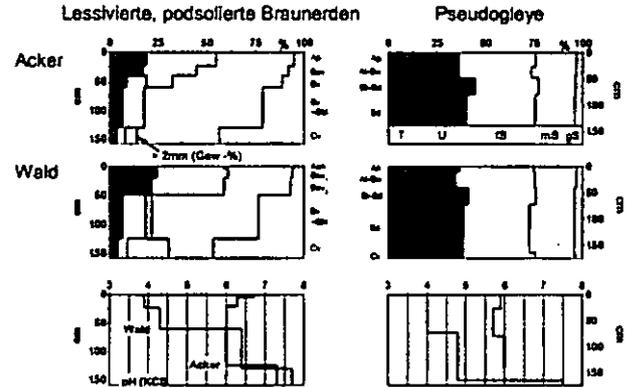


¹ 16225 Eberswalde, Am Stadion 15

² ZALF, Inst. f. Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, email: sommer@zalf.de

Die Auswahl umfasst verschiedenste geo-/pedogene Bedingungen NO-Deutschlands (drei Substratgruppen: Sande, Tieflehme und Lehme). Sie kann als repräsentative Stichprobe für erosions-/sedimentationsfreie Reliefpositionen des Jungglazials NO-Deutschlands betrachtet werden. Beispielhaft sind die Tiefenfunktionen von Körnung und pH zweier Braunerden und Pseudogleye dargestellt (Abb.2).

Abb.2



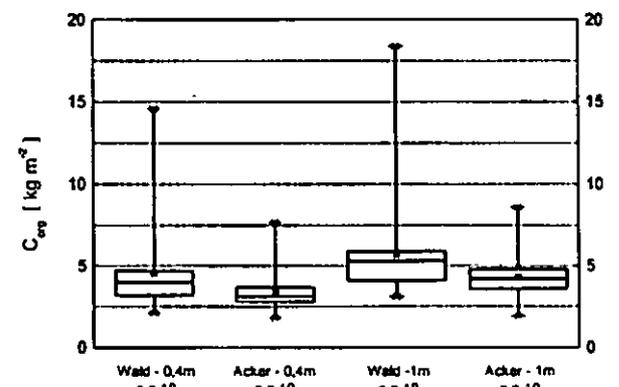
Die Analysen zum Profilaufbau und Stoffbestand belegen die (paarweise) Vergleichbarkeit der Standorte unter pedogenetischen Gesichtspunkten (Laves & Thiere, 1970, Thiere & Laves, 1968).

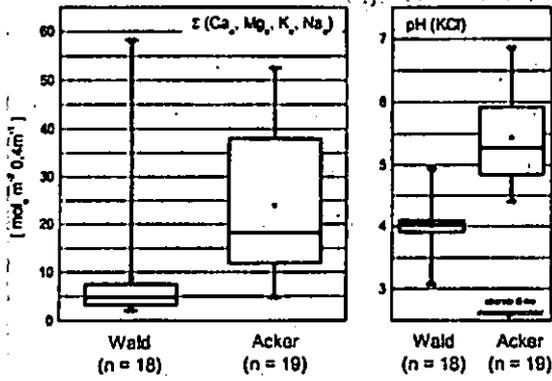
Die Bestimmung der C_{org}-Gehalte erfolgte durch trockene Verbrennung (Wösthoff), der N-Gehalte in einem Aufschluss mittels Phenolschwefelsäure (Kjeldahl-Apparatur). Die Kationen Ca, Mg, K, Na wurden mittels NH₄-Acetat (ungepuffert) ausgetauscht. Lagerungsdichten wurden über ungestörte Volumenproben (100 cm³) horizontweise bestimmt. Die Boxplots in den Abb.3 und 4 stellen jeweils die Extremwerte, sowie die Percentilwerte 1, 5, 25, 50 (Median), 75, 95, 99 dar (arithmetisches Mittel als ausgefülltes Quadrat).

Ergebnisse

Die Böden unter Wald weisen mit 5,3 kg C_{org} m⁻² m⁻¹ ca. 25 % höhere C-Mengen auf als solche unter Acker (4,2 kg C_{org} m⁻² m⁻¹, jeweils Mediane, Abb. 3, diese Seite). 82 % dieser Unterschiede lassen sich auf Unterschiede in den C-Mengen der obersten 40 cm zurückführen. Dieser Tiefenbereich ist durch ein höheres Angebot an austauschbaren Kationen (Ca, Mg, K, Na) sowie durch deutlich höhere pH-Werte unter Acker charakterisiert (Abb.3, nächste Seite).

Abb.3

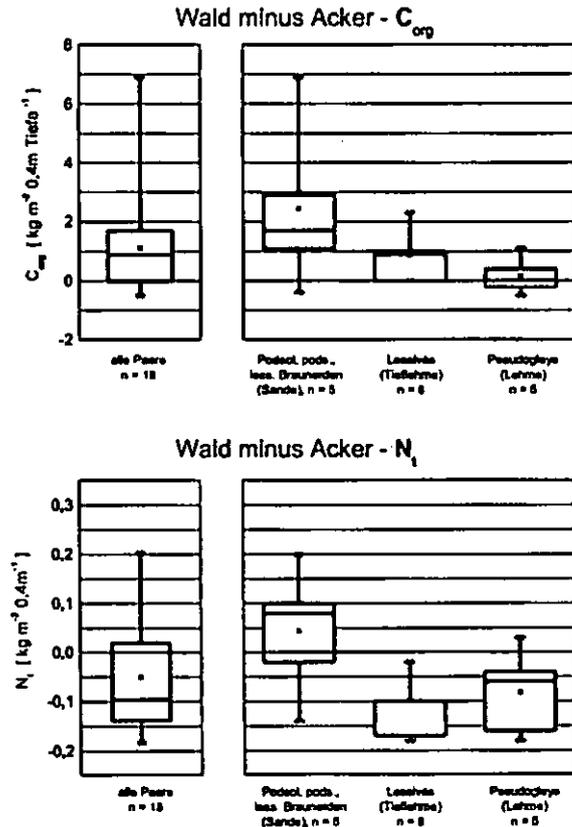




Die größten Unterschiede zwischen Wald und Acker finden sich auf sandigen Podsohlen, Braunerde-Podsohlen und Braunerden (Abb.4, oben). Die große Schwankungsbreite in dieser Gruppe ist durch Typ und Mächtigkeiten der organischen Auflagen bedingt (Podsole: Rohhumus, Braunerden: Moder). Auch in den Geschiebemergel-Parabraunerden bzw. -Fahlerden lassen sich unter Wald noch höhere C-Vorräte diagnostizieren als in den entsprechenden Ackerstandorten. Dies gilt jedoch nicht mehr für die Pseudogleye.

Im Unterschied zum Kohlenstoff weisen die Waldstandorte zumeist niedrigere N_i-Vorräte auf als vergleichbare Ackerstandorte (Abb.4, unten).

Abb.4



In den obersten 40 cm beträgt der Unterschied 0,1 kg N_i m⁻² (Median). Wiederum ist dieser Befund Bodenform-spezifisch zu differenzieren: Podsole, Braunerde-Podsole und Braunerden aus glazi-

fluvialen Sanden weisen unter Wald höhere N_i-Vorräte als unter Acker auf. Hingegen zeigen Geschiebemergel-Parabraunerden, -Fahlerden und -Pseudogleye niedrigere N-Vorräte unter Wald verglichen mit den jeweiligen Ackerstandorten.

Schlussfolgerung & Ausblick

Für eine flächenhafte Abschätzung von C-, N-Vorräten ist die Wechselwirkung zwischen Landnutzung(-sänderung) und Pedogenese zu berücksichtigen.

Es muss von einem bodenform-spezifischen C-Sequestrierungspotential bei Landnutzungsänderungen ausgegangen werden.

Die ursächlichen Zusammenhänge für obige Befunde sollen in einer erweiterten Stichprobe untersucht werden. Insbesondere interessiert uns dabei die Wechselwirkung organischer Substanz mit reaktiven Mineralphasen in Oberböden (Dr. M. Kaiser, DFG-Projekt KA 2652/1-1).

Literatur:

Freibauer, A., Rounsevell, M.D.A., Smith, P., Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma* 122: 1-23.
 Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.
 Laves, D., Thiere, J. 1970. Mikromorphologische, chemische und mineralogische Untersuchungen zur Entstehung körnungsdifferenzierter Böden im Jungmoränengebiet der DDR. *Albrecht-Thaer-Archiv* 14: 691-699.
 Thiere, J. 1968. Vergleichende Untersuchungen an Wald- und Ackerböden des Jungmoränengebietes der DDR (Teil 1 und 2). *Dissertation, Deutsche Akademie der Landwirtschaftswissenschaften zu Berlin*.
 Thiere, J., Laves, D. 1968. Untersuchungen zur Entstehung der Fahlerden, Baurerden und Staugleye im nordostdeutschen Jungmoränengebiet. *Albrecht-Thaer-Archiv* 12: 659-677.

Nitrattiefenverteilung in Rieselfeldböden Mexiko Citys in Abhängigkeit von Boden, Kultur und Bewässerungswasserqualität

Anne Wagner¹, Jan Siemens¹, Christina Siebe² & Martin Kaupenjohann¹

Durch die Bewässerung mit Abwasser aus Mexiko City werden im Valle del Mezquital jährlich 360-440 kgN/ha auf landwirtschaftliche Nutzflächen aufgebracht. Die hohen Stickstoffgaben führen zu einer Überschreitung mexikanischer und europäischer Nitratgrenzwerte im Grundwasser. Untersucht wurden die Einflüsse von Bodentyp, Anbaufrucht und Bewässerungswasser auf die Nitratkonzentrationen im Boden. Die Nitrateliminierung wurde zusätzlich durch Tiefenprofile der $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse charakterisiert.

Feldfrische Bodenproben von Vertisolen und Leptosolen unter Mais und Luzerne (Alfalfa) wurden mit deionisiertem Wasser im Verhältnis 1:1 (250g:250ml) extrahiert. Die Konzentrationen der Extrakte wurden auf den Wassergehalt der feldfrischen Proben bezogen. Nitratkonzentrationen unter Bewässerung mit ungeklärtem (Gebiet A) und durch Sedimentation im Stausee „primär gereinigtem“ Abwasser (Gebiet B) wurden in Vertisolen unter Mais verglichen. Vertisole wurden in den Tiefenstufen 0-20 cm, 20-60 cm und 60-90 cm beprobt. Bei Leptosolen wurden Proben aus 0-20 und 20 - max. 40 cm Tiefe entnommen. Die Beprobung fand am Ende der Regenzeit im Oktober 2004 statt.

¹Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11, 10587 Berlin; a_wag@gmx.de

²Instituto de Geología, UNAM, Cd. Universitaria, México, D.F., CP 04510 México

Nitratkonzentrationen

Oberböden

Die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen waren in den Oberböden der Leptosole nicht signifikant höher ($p=0,151$) als in Vertisolen (Abb. 1). Es zeigten sich jedoch signifikant ($p=0,0082$) höhere $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen unter Mais als unter Luzerne. Die Qualität des Bewässerungswassers hatte keinen Einfluss ($p=0,465$) auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen der Oberböden.

Unterböden

Im unteren Bereich des Wurzelraumes lagen die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in Vertisolen signifikant ($p= 0,0001$) unter denen der Leptosole.

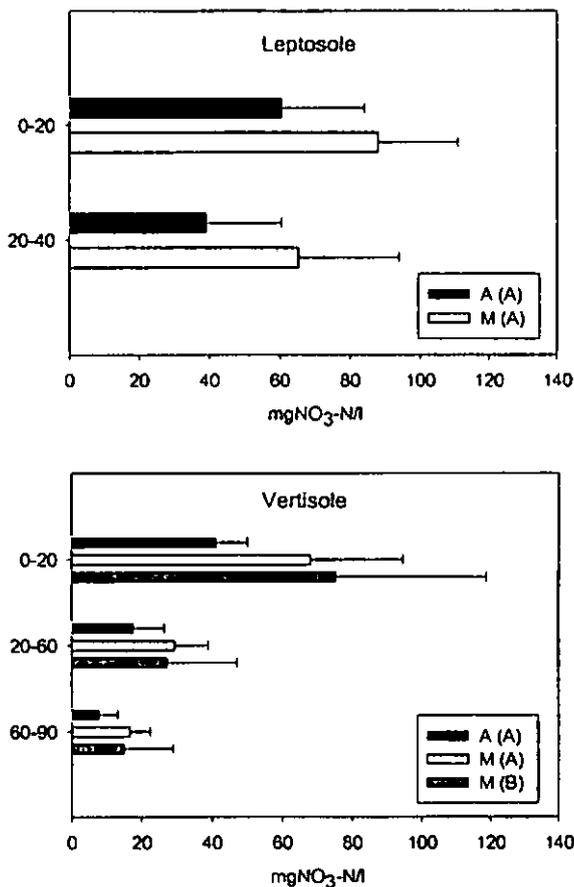


Abbildung 1: Nitratkonzentrationen in Vertisolen und Leptosolen (A=Alfalfa, M=Mais (A)=Gebiet A, (B)= Gebiet B)

Die angebaute Kultur hatte bei Vertisolen nur einen schwach signifikanten ($p=0,076$) Einfluss auf die $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen in der untersten

Beprobungstiefe. In Leptosolen waren keine Unterschiede ($p=0,175$) zwischen den beiden Kulturen erkennbar. Das Bewässerungswasser hatte ebenfalls keinen signifikanten ($p=0,347$) Einfluss auf die Stickstoffkonzentrationen im unteren Wurzelraum.

Nitrat/Chlorid-Verhältnisse

$\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse nahmen in Vertisolen im Gebiet A mit zunehmender Tiefe signifikant ab (Luzerne und Mais $p=0,006$, Abb. 2). In Leptosolen unterschied sich das $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnis der beiden Tiefenstufen nur schwach signifikant ($p=0,069$).

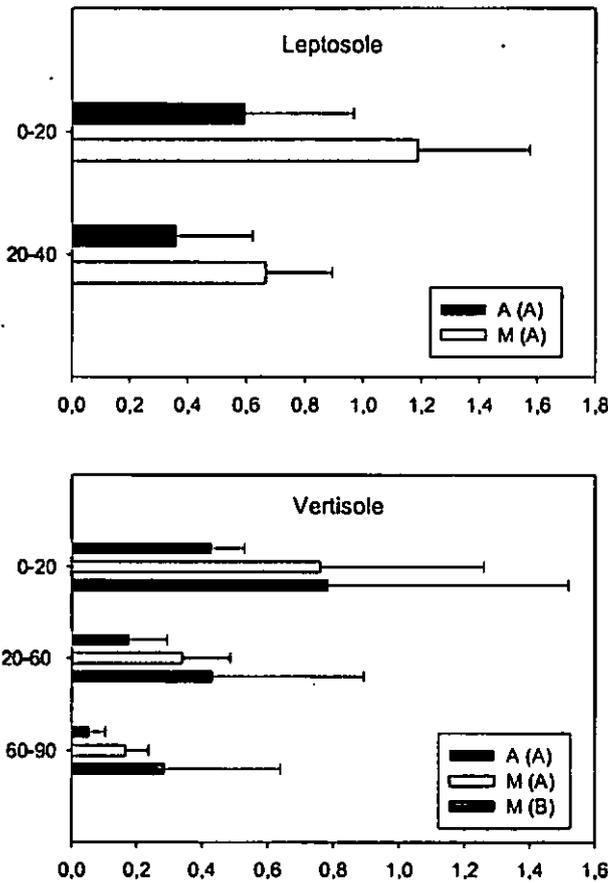


Abb. 2: $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse in Vertisolen und Leptosolen (Legende siehe Abb. 1)

Die Abnahme des $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisses war dabei in beiden Bodentypen unter Luzerne signifikant stärker als unter Mais (Vertisole $p=0,036$, Leptosole $p=0,016$), die Qualität des

Bewässerungswassers hatte keinen Einfluss ($p=0,95$).

Schlussfolgerungen

In Leptosolen treten höhere Nitratkonzentrationen auf als in Vertisolen, weil der N-Entzug und die N-Eliminierung im Unterboden geringer sind. Hohe Nitratkonzentrationen im Boden machen hohe Nitratauswaschung und damit Belastungen des Grundwassers vor allem auf Leptosolen wahrscheinlich.

Die Nitratkonzentrationen sind unter Luzerne tendenziell niedriger. Der Einfluss der Frucht ist bei Vertisolen stärker ausgeprägt als bei Leptosolen. Eine zusätzliche Düngung, wie sie im Untersuchungsgebiet teilweise praktiziert wird, ist weder auf Luzernefeldern noch auf Maisfeldern zu empfehlen.

Die mit zunehmender Tiefe stark abnehmenden $\text{NO}_3^-/\text{Cl}^-$ -Verhältnisse weisen auf eine effektive N-Eliminierung durch Pflanzenaufnahme und Denitrifikation vor allem in Vertisolen hin. In Leptosolen ist die N-Eliminierung gering. Geringere N-Eliminierung unter Mais als unter Luzerne kann möglicherweise auf den Beprobungszeitraum zurückzuführen sein, da Mais sich bereits im Abreifestadium befand.

Die Qualität des Bewässerungswassers hatte keinen Einfluss auf die Nitratkonzentrationen im Boden.

N₂O-Dynamik in der gesättigten Zone: Modellversuche zur Quantifizierung der Pro- duktion und Reduktion bei der Denitrifikation

Daniel Weymann¹, Fawwaz Jaradat², Reinhard Well¹
& Heiner Flessa¹

Hintergrund und Fragestellung

Durch die überwiegend anaeroben Bedingungen wird der mikrobiologische N-Umsatz in der gesättigten Zone maßgeblich von der Denitrifikation dominiert. Dieser Prozess hat besonders in landwirtschaftlich intensiv genutzten Räumen große Bedeutung für die Steuerung der Umsetzung von Nitrat und bestimmt entscheidend die N₂O-Dynamik in von Grundwasser beeinflussten Bodenzonen (Abb. 1). Deshalb ist es gerade in Wasserschutz- und -gewinnungsgebieten wie dem Fuhrberger Feld bei Hannover und vor dem Hintergrund ökologischer Planungsverfahren wie der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie wichtig, das Denitrifikationspotenzial dieser Böden zu charakterisieren bzw. ihre Rolle für indirekte Emissionen des klimarelevanten Gases N₂O abschätzen zu können.

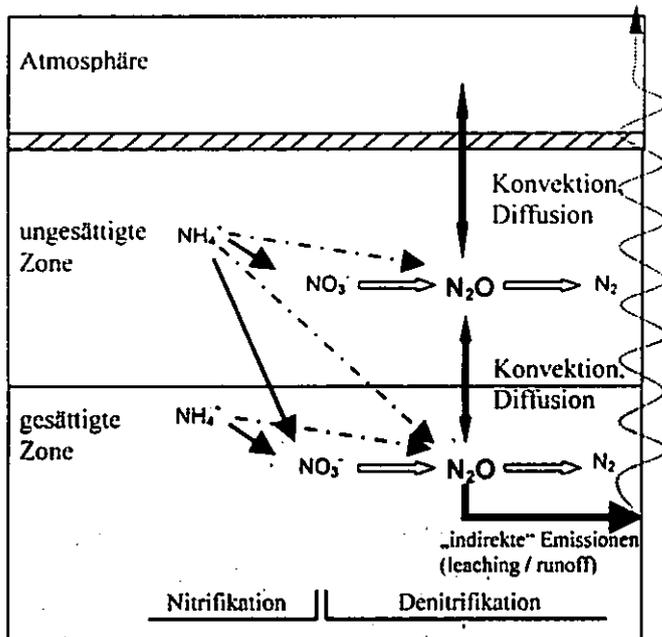


Abb. 1: Schematisches Modell von Produktion, Verbrauch und Transport von N₂O im System Atmosphäre-Boden-Grundwasser.

Material und Methoden

Untersucht wurden sandiges Aquifermaterial (Fuhrberg bei Hannover) sowie hydromorphe Böden der gesättigten Zone landwirtschaftlich intensiv genutzter Standorte Nordwestdeutschlands (Oldendorf bei Bremen, Markhausen bei Cloppenburg).

Modellversuch 1:

Es wurden kurzfristige, vereinfachte Batchversuche zur Bestimmung des potentiellen N₂O-Umsatzes (Screening zur N₂O Produktion und Reduktion) durchgeführt. Mit ¹⁵N-markierter KNO₃-Versuchslösung versetztes Bohrgut aus oberflächennahen Grundwasserzonen (2-4m unter GOK) wurde 7 Tage unter anaeroben Bedingungen und unter Zugabe von Acetylen bei 10°C inkubiert (Abb. 2). Anschließend wurden die Proben geschüttelt, bis sich ein Phasengleichgewicht eingestellt hatte. Danach wurden jeweils Gasproben entnommen und gaschromatographisch analysiert.

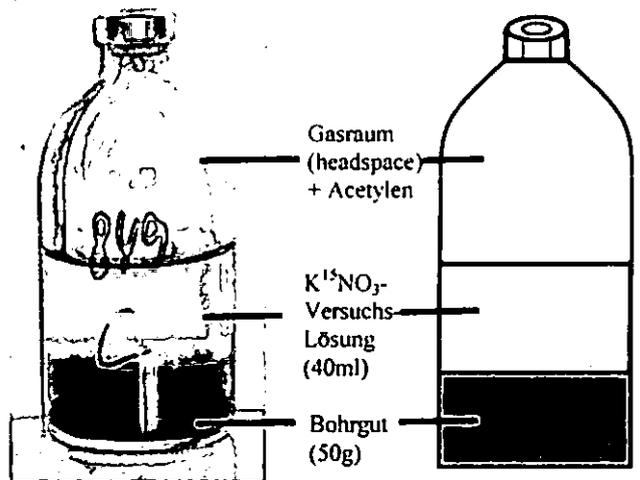


Abb. 2: Ansatz des vereinfachten Batchversuchs.

Modellversuch 2:

Es wurden langfristige, detaillierte Batchversuche zur Kennzeichnung der zeitabhängigen N₂O-Dynamik sowie des Nitratverbrauchs durchgeführt. Sediment-suspensionen wurden bei 10°C und 25°C in Mikrokosmen (1000ml) unter Zugabe von ¹⁵N-markierter KNO₃-Lösung 90 Tage unter anaeroben Bedingungen inkubiert. In regelmäßigen Abständen wurden Gasproben entnommen, die gaschromatographisch und massenspektroskopisch analysiert wurden, um die Produktions- und Reduktionsraten von N₂O zu erfassen.

Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Das Denitrifikationspotenzial der untersuchten sandigen Böden ist im Vergleich zu entsprechenden Daten

¹Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen; *daniel.weymann@forst.uni-goettingen.de

²Institut für Bodenwissenschaft, v. Siebold-Str. 4, 37075 Göttingen

Elektronendonoren (organischer Kohlenstoff, Sulfide) zurückzuführen ist (Tab. 1).

Tab.1: Denitrifikationspotenzial (Dpot) und Elektronendonoren

Standort	Tiefe [m]	Corg [%]	Sulfid-S [mg S kg ⁻¹]	Dpot [µg N/kg/d]	Median
Fuhrberg					
a) dieses Projekt	2.0-3.8	-	< 10	12	12
b) Well et al. 2005	1.6-4.0	0.06-0.12	< 10	47	45
Markhausen	1.2-3.0	0-3.6	0 - 409	110	100
Oldendorf (Well et al. 2005)	1.2-3.2	0.02-0.53	1 - 479	31	20

Der zeitliche Verlauf der N₂O-Konzentrationen als Ergebnis des langfristigen Batchversuches zeigt in zwei Fällen ein Maximum nach ca. 30 Tagen und eine fast vollständige N₂O-Reduktion sowie folglich den vollständigen Nitratverbrauch zum Abschluss des Experimentes, während in einem Fall der Reaktionsfortschritt im Vergleich verzögert auftrat (Abb. 3).

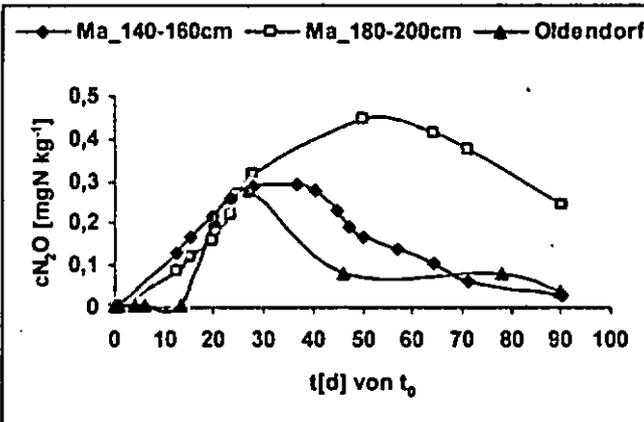


Abb. 3: Zeitlicher Verlauf der N₂O-Konzentrationen während des langfristigen Batchversuchs.

Wie die Ergebnisse der ersten, orientierenden Untersuchungen zeigen, ist im Untersuchungsgebiet „Fuhrberger Feld“ auf Grund der geringen Denitrifikationspotenziale die Produktion und Bedeutung von oberflächennah gebildetem, grundwasserbürtigem N₂O für indirekte Emissionen größtenteils als gering einzuschätzen. Bereits flächendeckend vorliegende N₂O-Konzentrationen aus oberflächennahen Grundwasserbereichen bestätigen dies (Well et al. 2005, von der Heide et al. 2005).

Ausblick

Anhand von Säulen- und Mesokosmenversuchen sollen die Ergebnisse der Batchversuche durch zunehmende Annäherung an aquiferähnliche Bedingungen schrittweise präzisiert und mit in situ-Messungen im

Fuhrberger Feld verglichen werden. Darauf aufbauend werden Reaktionskonstanten (k) zur kinetischen Beschreibung der Produktion (NO₃⁻ $\xrightarrow{k_1}$ N₂O) und Reduktion (N₂O $\xrightarrow{k_2}$ N₂) von N₂O als Ausgangspunkt für eine Prozessmodellierung ermittelt (Abb. 4). Dabei werden die Untersuchungen auch auf tiefer gelegene Grundwasserbereiche ausgedehnt, um hier zu erwartende höhere Nitrat-Abbauraten (autotrophe Denitrifikation) zu erfassen.

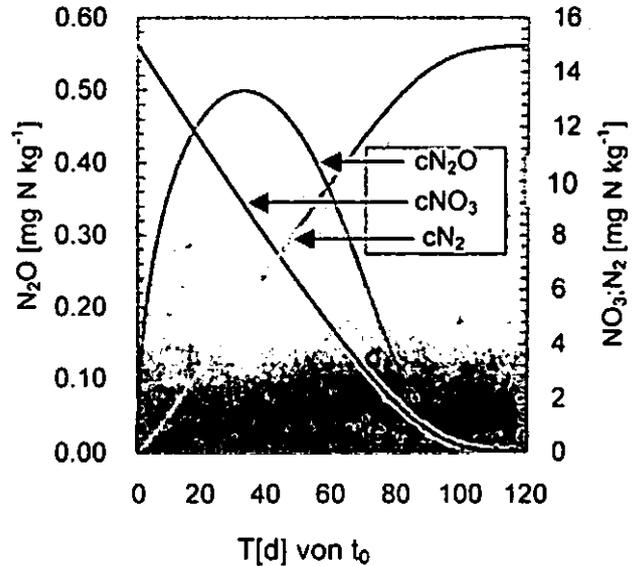


Abb. 4: Modellierter Zeitverlauf der Konzentrationen von N₂O, NO₃ und N₂ im geschlossenen System (Michaelis-Menten-Kinetik)

Literatur

Well, R., H. Höper, O. Mehranfar & K. Meyer (2005): Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils - laboratory measurement, regulating factors and stochastic modeling. Soil Biology & Biochemistry 37: 1822 – 1836.

V. d. Heide, C., M. Deurer, A. Keitel, J. Böttcher & W. Duijnsveld (2005): Transport und Umsetzungsprozesse des klimarelevanten Gases N₂O im System Grundwasser/ungesättigte Zone. Poster, Tagung der DBG in Marburg.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung und Ingrid Ostermeyer für die gewissenhafte Durchführung zahlreicher Laboranalysen.

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

Referate, Poster Kommission V

Band 107

Heft 1

2005



Automatische Horizontidentifikation mit einem regelbasierten Fuzzy-Ansatz

C. Albrecht¹, B. Huwe¹, R. Jahn²

Einleitung

Das Horizontsymbol ist eine der wesentlichsten bodenkundlichen Informationen. Darin werden Angaben zur Genese, zum bodenphysikalischen und zum -chemischen Zustand des Horizonts aggregiert, darüber hinaus ist es neben den Tiefenangaben das einzige Datum, das nahezu vollständig in allen bodenkundlichen Datenbanken geführt wird. Aus dieser Bedeutung ergibt sich auch ein besonderer Anspruch an Qualität und Reproduzierbarkeit der Horizontansprache.

In der KA4 (Arbeitsgruppe Boden, 1996) sind alle in Mitteleuropa wesentlichen Bodenhorizonte definiert. Deshalb kann davon ausgegangen werden, dass die Feldansprache regelhaft abläuft und bei gleichen Standortverhältnissen die gleichen Horizonte ermittelt werden. Demzufolge muss es möglich sein, ein Expertensystem zu entwickeln, das diese Regeln aufgreift und die Horizontansprache automatisiert. Ziel unserer Untersuchungen war die Entwicklung eines solchen Systems, also die Ableitung des Horizontnamens aus Bodendaten.

Fuzzy sets, die unscharfen Mengen, erfreuen sich in den letzten drei Jahrzehnten innerhalb der Bodenkunde einer wachsenden Beliebtheit. Sie sind ein wichtiges Element der pedometrischer Methoden (McBratney et al., 2000). Fuzzy sets sind Mengen, die unscharfe Randbereiche haben, in denen ein Element nur noch zu einem bestimmten Grad oder „mehr oder weniger“ zu der Menge gehören. Die in der Landschaft üblichen fließenden Übergänge zwischen unterschiedlichen Zuständen können damit im Allgemeinen besser modelliert werden. Zu den Grundlagen wird an dieser Stelle auf die einschlägigen Lehrbücher verwiesen, gute Anwendungsarbeiten wurden u.a. von Riedler und Jandl (2002) oder von Hannemann (2003) veröffentlicht.

Material und Methoden

Die verwendeten Daten sind den Exkursionsführern der DBG der letzten Jahre entnommen (DBG 1991 – 2001). Für die Untersuchung standen damit 396 Bodenprofile mit 2652 meist umfassend dokumentierten Horizonten zur Verfügung.

¹ Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, Universitätsstr. 30, D-95447 Bayreuth
e-mail: christoph.albrecht@uni-bayreuth.de, bernd.huwe@uni-bayreuth.de

² Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
reinhold.jahn@landw.uni-halle.de

Das regelbasierte System besteht grundsätzlich aus drei Bestandteilen: den Eingangswerten (hier: Bodenparameter), den möglichen Ergebnissen (hier: Horizontnamen) sowie den Regeln, die die Eingangswerte mit den Ergebnissen verknüpfen.

Als Eingangswerte werden 54 Parameter verwendet, die zum Teil aus anderen Parametern abgeleitet werden. Verwendet werden nur solche Parameter, die Teil der Definitionen der KA4 sind und im Datensatz oft dokumentiert werden. Wichtige Parameter sind beispielsweise Bodenfarbe (als Munsell-Code), Humusgehalt und Textur, aber auch Texturänderungen zwischen den Horizonten oder die Position des Horizonts im Profil.

Die Menge der Ergebnisse besteht aus 89 Horizonten, das sind alle in der KA4 definierten Norm- und Abweichungshorizonte (Nomenklatur entsprechend der systematischen Einheiten, also z.B. Bbt).

Die Anzahl der Horizonte beträgt ebenfalls 89, d.h. es gibt für jeden Horizont eine Regel und jede Regel hat nur ein mögliches Ergebnis. Eine Wenn-Dann-Regel ist eine Aneinanderreihung von einzelnen Bedingungen, die alle erfüllt sein müssen. Ein Beispiel für die verbale Darstellung ist:

WENN der Humusgehalt sehr hoch ist UND der Munsell Value niedrig ist UND der Munsell Chroma niedrig ist UND ... DANN ist es ein H-Horizont.

Der Vorteil der fuzzy sets ist, dass die Bedingungen nicht vollständig erfüllt sein müssen. Im genannten Beispiel kann so der Chroma-Wert mittel-niedrig sein, der H-Horizont wird trotzdem noch als solcher identifiziert, jedoch nicht als idealtypischer Vertreter.

Bei fehlenden Eingangswerten wird die Berechnung nicht abgebrochen, sondern es wird – quasi mangels besseren Wissens – angenommen, dass der Parameter die „richtige“ Ausprägung hat. Dieser Ansatz wird zusätzlich bewusst an anderen Stellen eingesetzt:

- wenn eine Parameterausprägung nicht genau angegeben werden kann (z.B. die Textur organischer Horizonte),
- wenn wegen Fehlern im Datensatz kein Ergebnis ermittelt werden kann (einzelne Parameter werden als unbekannt angenommen, um den Einfluss fehlerhafter Daten zu eliminieren),
- wenn mögliche Übergangshorizonte ermittelt werden sollen (mehrere Parameter werden gleichzeitig als unbekannt angenommen, um Horizonte mit geringfügig abweichenden Eigenschaften zu ermitteln).

Der prinzipielle Ablauf der Horizontidentifikation wird in Abbildung 1 gezeigt, die Methode wird umfassend in Albrecht (2005) beschrieben.

Ergebnisse und Diskussion

Die Wenn-Dann-Regeln wurden auf die Horizontdaten angewendet, anschließend wurden die neu ermittelten mit den von den Experten angegebenen

Horizontnamen verglichen. Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen charakterisieren:

- Die „Wiederfindungsquote“ beträgt etwa 50%.
- Selten vorkommende Horizonte (z.B. Bbt) lassen sich einfacher identifizieren als häufig vorkommende Horizonte (z.B. Bv),
- Unterwasser-, grund- und stauwasserbeeinflusste Horizonte sind einfacher zu identifizieren als sickerwasserbeeinflusste,
- Illuvialhorizonte werden öfter als die Eluvialhorizonte richtig ermittelt.

Die erzielten Ergebnisse sind insgesamt zufriedenstellend. Einige Fehler lassen sich damit erklären, dass bei der Regelentwicklung die Feinabstimmung der Parameter zugunsten der Robustheit des Systems zurückgestellt wurde. Es ist aber auch zu beachten, dass die in den Datensätzen angegebenen Horizontnamen aus Feldarbeiten stammen und damit naturgemäß sehr subjektiv sind. Die mit dem Expertensystem ermittelten Werte sind daher nicht richtiger oder falscher, sondern geben eine weitere, eventuell objektivere Sicht auf die Bodendaten wieder.

Zusammenfassung

Im Rahmen der Untersuchungen wurde ein Expertensystem entwickelt, mit dem aus Bodendaten der Horizontname abgeleitet werden kann. Durch die Verwendung von Wenn-Dann-Regeln ist es an den tatsächlichen Identifikationsprozess im Feld angelehnt, es ist sehr robust gegenüber fehlenden Daten und vielfältig für die Analyse einzelner Profile und für Datenbankabfragen einsetzbar. Außerdem werden die Potenziale der fuzzy-set-Theorie vorteilhaft für die Beschreibung uneindeutiger Definitionen genutzt.

Danksagung

Wir danken der DFG für die finanzielle Unterstützung (Projekt Hu 636/8)

Literatur

Albrecht, C. (2005): *Rechnergestützte Identifikation von Böden. Dissertation, Universität Bayreuth. Online verfügbar: <http://opus.ub.uni-bayreuth.de>*

Arbeitsgruppe Boden (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Geologischen Landesämter der BRD, Hannover, 4.Aufl.*

DBG (1991): *Mitteilungen der DBG, Band 70.*

DBG (1993): *Mitteilungen der DBG, Band 77.*

DBG (1995): *Mitteilungen der DBG, Band 82.*

DBG (1997): *Mitteilungen der DBG, Band 90.*

DBG (1999): *Mitteilungen der DBG, Band 94.*

DBG (2001): *Mitteilungen der DBG, Band 100.*

Hannemann, J. (2003): *Die Berücksichtigung inhaltlicher und räumlicher Unschärfen bei der GIS-gestützten Erstellung der bodengeologischen Karte von Brandenburg im Maßstab 1 : 50 000 (BK 50) – ein Test am Beispiel des Blatts Königs Wusterhausen.* Brandenburgische Geowissenschaftliche Beiträge 10, 61-76.

ISSS/ ISCRIC/ FAO (Hg.) (1998): *World Reference Base for Soil Resources. FAO, Rome.*

McBratney, A.; Odeh, I.; Bishop, T.; Dunbar, M.; Shatar, T. (2000): *An overview of pedometric techniques for use in soil survey. Geoderma 97, S. 293–327.*

Riedler, C.; Jandl, R. (2002): *Identification of degraded forest soils by means of a fuzzy-logic based model. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165 (3), S. 320–325.*

Soil Survey Staff (Hg.) (1998): *Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture/Natural Resources Conservation Service, Washington, 8. Aufl.*

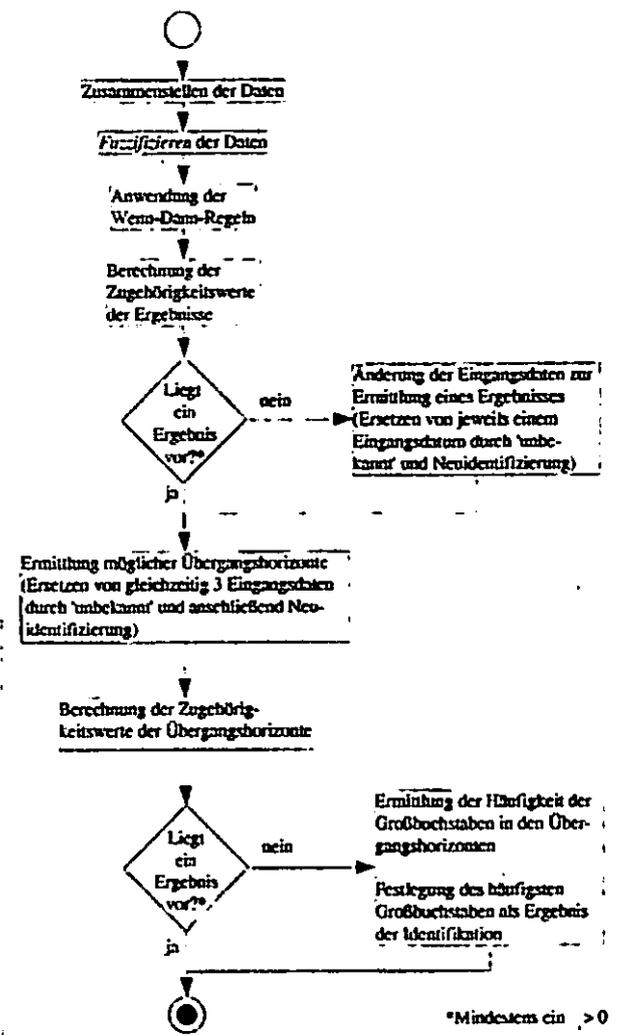


Abbildung 1: Prinzipieller Ablauf der Horizontidentifikation

Bodenkundlich-hygienische Untersuchungen zur Ermittlung der Verwesung auf einem Friedhof unter besonderer Berücksichtigung durchgeführter technischer Verbesserungsmaßnahmen

Michael C. Albrecht¹, Heinz-Christian Fründ² und Arne Westphal³

Speziell das Auftreten von Wachsleichen hat die Friedhofsverwaltung der Stadt Osnabrück Anfang der 90iger Jahre bewogen, in Teilbereichen von Friedhöfen Maßnahmen zur Verbesserung der Bodenbelüftung durchzuführen. Mit den eingesetzten Systemen *Terra-Lift* und Diffusionsstab der Firma *Fabritz* sollte eine kontrollierte Leichenumsetzung erreicht werden.

Seit den ersten Anwendungen sind knapp 13 Jahre vergangen und es stellte sich die Frage, ob die verwendeten Systeme zu einer Verbesserung der Verwesung geführt haben. Zu diesem Zweck wurde von den Autoren ein Konzept erarbeitet, das Graböffnungen und die Feststellung des Verwesungszustandes umfasst.

Die vorliegende Untersuchung wurde auf dem Friedhof Dodesheide in Osnabrück im Bereich der Abteilung 1 durchgeführt. Die Erstbelegung der Reihengräber begann ab 1968. Nach dem Ablauf der Nutzungsrechte wurden die Gräber Anfang der 90iger Jahre abgeräumt und als Parkrasenfläche weitergenutzt. Die Fläche ist ca. 875 m² groß und stellt eine typische Parkrasenfläche dar, umgeben von Bäumen und Büschen.

Methodik

Im Rahmen der durchgeführten bodenkundlich-hygienischen Untersuchung wurde ein mehrstufiges Untersuchungskonzept durchgeführt.

1. Bodenkundliche Kartierung nach AG Bodenkunde (1996)
2. Standortbewertung in Anlehnung an die Hygienerichtlinien (NRW, 2001) und WOURTSAKIS (2002)
3. Dokumentation und Bewertung des Verwesungszustandes

4. Bodenbiologische Felduntersuchungen und Vegetationsaufnahme
5. Messung und Analyse von Bodenkennwerten im Labor
6. Infiltrationsversuche.

Dokumentation und Bewertung des Verwesungszustandes

Die bodenkundliche Kartierung orientierte sich eng an der speziellen Form der Bodennutzung. Zu diesem Zweck erfolgte eine Gliederung der Bodenprofile entsprechend der Hygienerichtlinien (NRW, 2001) und in die Grabtiefenbereiche Abdeckungszone, Zersetzungs- und Filterzone (siehe Abbildung 1).

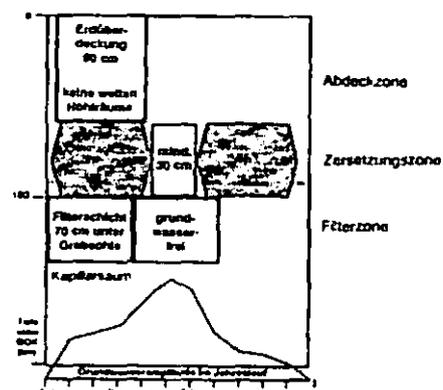


Abbildung 1: Anforderungen der Hygienerichtlinien (NRW, 2001) an Friedhofsstandorte (ALBRECHT, 2003)

Der von ALBRECHT (2003) entwickelte Dokumentationsbogen diente zur Erfassung des Verwesungszustandes der Leiche. Neben einer Bestandsaufnahme von Leichenresten wurden auch Restmaterialien des Sarges und der Zersetzungszone erfasst.

Ergebnisse

Die Begräbnistätigkeit hat auf dem durch Geschiebelehm geprägten Standort zu einer tiefgreifenden Veränderung des Bodenaufbaus geführt. Bodentypologisch liegt derzeit ein (Hortisol-) Pseudogley - Nekrosol vor.

Die pH-Werte variieren zwischen 4,4 bis 5,4 pH, was nach AG Bodenkunde (1996) einer stark sauren bis mittel sauren Bodenreaktion entspricht.

Der Humusgehalt beträgt im Oberboden 1,5 bis 2,6 %. In den darunter liegenden Horizonten ist der Wert kleiner 1 %. Eine Anreicherung der Humusgehalte durch die Nutzung als Begräbnisstätte konnte nicht festgestellt werden.

Durch die sehr geringen Kohlenstoffgehalte und noch geringeren Stickstoffgehalte ergibt sich ein C/N-Verhältnis von ca. 22.

¹Michael C. Albrecht, Ingenieurgesellschaft entera
Alte Herrenhäuser Str. 32
D-30419 Hannover, Email: albrecht@entera.de

²Prof. Dr. H.-C. Fründ, Fachhochschule Osnabrück
Oldenburger Landstr. 24
D-49090 Osnabrück, Email: Frueund@fh-osnabrueck.de

³Arne Westphal, Ostberger Str. 7
D-58239 Schwerte, Email: Arne.Westphal@gmx.net

Insgesamt betrachtet ist der Untersuchungsstandort als sehr kohlenstoff-, carbonat- und stickstoffarm auszuweisen.

Nitrifikationsprozesse konnten in Grabtiefe festgestellt werden, dies betraf sowohl die aktuelle als auch die potenzielle Nitrifikation.

Eine Bewertung der Bestattungseignung anhand der von WOURTSAKIS (2002) aufgestellten Sollwerte (Tabelle 1) zeigt deutliche Defizite.

Im Rahmen von Graböffnungen konnten in 5 Gräbern eine Erfassung und Bewertung des Leichenzustandes vorgenommen werden.

Der Verwesungszustand der Leichen ist in 3 von 5 Graböffnungen als gestört zu bezeichnen. Hier kam es aufgrund der schlechten Verhältnisse zu Verwesungsstörungen in Form von Adipocirebildung.

Tabelle1: Sollwert-Vergleich nach WOURTSAKIS (2002)

		WOURTSAKIS (Sollwert)	Grab 1	Grab 2	Grab 3	Grab 4	Grab 5
Lk	S1	> 10-15	<	•	>	>	<
	S2	> 10-15	<	•	>	>	•
	S3	> 8-12	<	<	>	>	<
kf	S1	40-100	<	•	>	>	>
	S2	40-100	<	•	>	>	•
	S3	> 20-100	<	<	>	>	<
pH	S1	6,0 – 7,5	<	<	<	<	<
	S2	6,0 – 7,5	<	<	<	<	<
	S3	4,0-6,5	•	•	•	•	•
KAK	S1	gering - mittel	>	•	<	<	•
	S2	gering - mittel	>	•	<	<	•
	S3	mittel - hoch	•	•	<	<	>

LK = Luftkapazität [Vol. %], kf = Wasserdurchlässigkeit [cm/Tag], pH = Bodenreaktion, KAK = Kationenaustauschkapazität in Stufen, S1 = Überdeckungsschicht, S2 = Zersetzungsschicht, S3 = Filterschicht, • = Werte in Ordnung, > = Werte zu hoch, < = Werte zu niedrig

Aus den Untersuchungen geht hervor, dass der untersuchte Standort aufgrund des unterschiedlich tief unter der Geländeoberfläche anstehenden Geschiebelehms mit Wasser stauenden Ei-

genschaften für Erdbestattungen, entsprechend der HYGIENE-RICHTLINIEN NRW (2001) und den geforderten Eigenschaften nach WOURTSAKIS (2002), als ungeeignet zu betrachten ist.

System Terra-Lift

Durch das System Terra-Lift wird mit Hilfe einer Lanze grobporiges Material (wie Bimsstein) in den Boden gepresst. Dabei entsteht je nach Lanzenlänge ein vertikaler Kanal.

System Diffusionsstäbe

Bei dem Cyclo-Diffusionssystem handelt es sich um Papprohre, die mit körnigen, bimssteinartigen Material (Diffusionsgranulat) und nach oben mit einem Aktivkohlefilter gefüllt sind. Oben und unten ist das Rohr mit luftdurchlässigem Dämmmaterial verschlossen. Pro Grab wird jeweils ein Rohr an Kopf- und Fußende eingebaut.

Eine eindeutige Beurteilung der eingesetzten Systeme Terra-Lift und Diffusionsstäbe auf die Förderung der Verwesung im Erdgrab kann aufgrund der geringen Anzahl der geöffneten Gräber nicht erfolgen. Neben der starken Heterogenität der Untersuchungsfläche lassen sich in jedem Grab individuelle Einflussfaktoren feststellen.

Schlussfolgerungen:

- Die nachgewiesenen Verwesungsstörungen und unzureichenden Bodeneigenschaften für Sarg-Erdbestattungen haben die Friedhofsverwaltung in ihrem Vorhaben bestärkt, im Untersuchungsgebiet zukünftig nur noch Urnenbestattungen durchzuführen.
- Die Wirkungsweise von Bodenbelüftungssystemen sollte im Rahmen einer systematischen und umfangreichen Untersuchung überprüft werden.
- Friedhofsspezifische Fragen, die die Umsetzung der Leiche und des Sarges betreffen lassen sich nur im Rahmen langfristiger Untersuchungskonzepte bearbeiten.

Literatur:

ALBRECHT 2003, IN: SCHOENEN, D. & ALBRECHT, M. C., 2003: DIE VERWESUNG AUS HYGIENISCHER UND BODENKUNDLICHER SICHT, SCHRIFTENREIHE DES VEREINS FÜR WASSER-, BODEN- UND LUFTHYGIENE, BAND 113.

NRW- MINISTER FÜR ARBEIT, GESUNDHEIT UND SOZIALES (2001): Hygiene-Richtlinien für die Anlage und Erweiterung von Begräbnisplätzen, Ministerialblatt des Landes NRW, Nr. 16.

WOURTSAKIS, A., (2002): Bodenkundliche und hydrogeologische Anforderungen an die Erdbestattung. In Unterlagen zur 2. Friedhofstagung Konfliktfeld Friedhof am 10. April 2002 in Mainz, S. 19-34, Mainz.

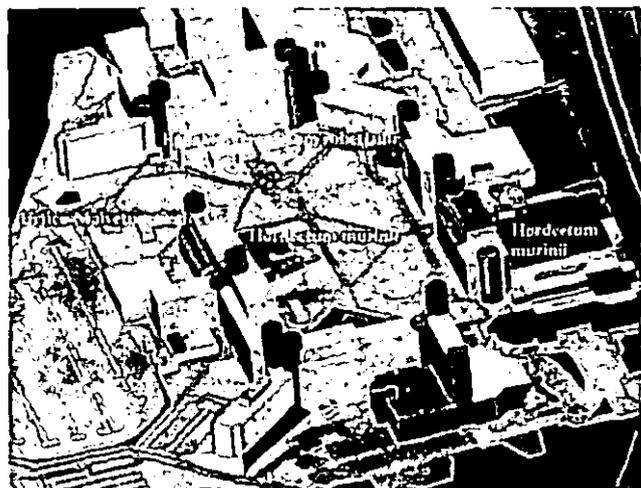
Staubablagerungen auf kiesbedeckten Flachdächern der Universität Essen

M. Bigalke, M. Schulze, S. Höke, W. Burghardt

Einleitung

Im Sommer 2004 wurden 22 Proben von kiesbedeckten Flachdächern der ersten bis siebten Etage genommen, um die sich dort akkumulierenden Stäube zu untersuchen.

Anhand der Staubakkumulationen auf den Dächern unterschiedlichen Alters, in verschiedenen Höhen und Expositionen sowie Abständen zu Gebäuden, wird versucht die Variabilität der Depositione zu bestimmen.



Karte 1: 3D-Modell der Uni Essen mit Probestellen und expositionsbedingter Verteilung der Pflanzengesellschaften

Methoden

Es wurde ein definiertes Volumen der Grobkiesauflage beprobt, aus dem die Stäube durch mehrfaches Waschen mit Micropore-Wasser und Eindampfen der Flüssigkeit gewonnen wurden. Durch verechnen des Dachalters mit der Feinbodenmenge wurde die jährliche Sedimentation bestimmt. Sämtliche Proben wurden hinsichtlich der Korngrößenverteilung (DIN/ISO 11277 (06.96), ohne Carbonat-zerstörung), der Schwermetallgehalte (DIN/ISO 11466 (03.95)), der CNS-Gehalte (Euro EA, Fa.Euro Vektor) und der pH-Werte (CaCl₂) untersucht

Ergebnisse und Diskussion

Die Staubansammlung nimmt mit zunehmender Höhe ab (Abb.1), da größere Korngrößen vorwiegend bodennah verfrachtet werden. Potentielle Quellen sind der Verkehr, Bautätigkeit und Resuspension von Stäuben.

Es ergeben sich erhöhte Depositionsraten in unmittelbarer Nähe zu Strömungshindernissen wie z.B. Fassaden oder Dacheinfassungen (Abb.1). Dort wird die Windgeschwindigkeit herabgesetzt und dadurch ein verstärktes Absinken von Staubteilchen bewirkt. Die Staub- bzw. Feinbodenmenge liegt im Mittel bei 1,16 kg m⁻² (min. 0,54 bis max. 2,31, extr. 4,84 kg m⁻²), was prozentual 2,1% (min. 0,5 bis max. 6,7%) entspricht, wodurch sich ein hoher Skelettanteil ergibt.

Auch der vertikale Abfluss vom Gebäude trägt zu einer Erhöhung der nassen Deposition bei. Im Bereich der Abflüsse sind die Staubmengen durch Auswaschung am geringsten (Abb. 1).

Die Hintergrundgehalte des quarzitisches Grobkieses sind gering (Cd 0,4, Pb 25, Ni 32 mg kg⁻¹). Trotzdem weisen einige Stäube auf den Dachflächen hohe Metallgehalte auf (Tab. 1). Diese Elemente sind somit als Stäube, Aerosole, Abflusswasser oder mit dem Regen auf die Dächer gelangt. Da der Ausgebrachte Kies kein Nullkorn enthielt ist der Eintrag als Staub wahrscheinlich.

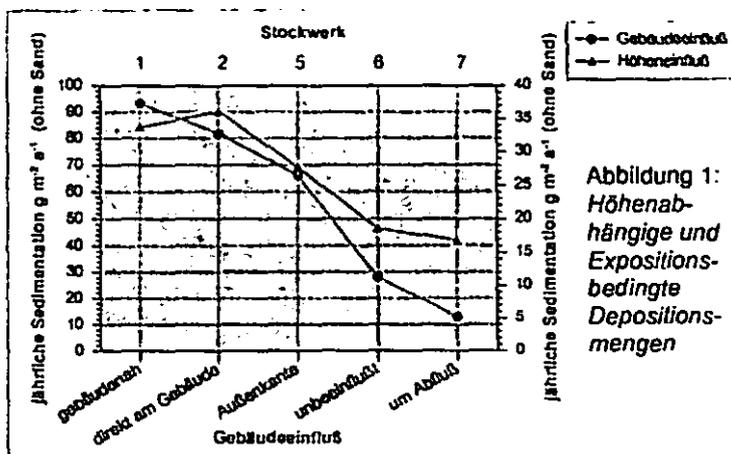


Abbildung 1: Höhenabhängige und Expositionsbedingte Depositionsmengen

Die Cd- Zn- und Ba-Extremwerte treten unterhalb von verzinkten Geländern und Metallabdeckungen auf, die hohe Eigengehalte (bis zu 15,3 mg kg⁻¹Cd) aufweisen. Es ist eine Kontamination mit dem Abflusswasser (Tabelle 2) anzunehmen.

Fe, Cr und Ni korrelieren untereinander, mit gU, in geringerem Maße auch mit ffS und mU und somit mit den Korngrößen, welche für Exstäube typisch sind (Höke, 2003).

Tabelle 1: pH-Werte und Elementgehalte auf den Dachflächen

Parameter	Mittelwert	Minimum	Maximum	Extremwert
pH (CaCl ₂)	6,0	4,4	7,6	
Mn (mg kg ⁻¹)	681	433	1087	2129
Cd (mg kg ⁻¹)	1,8	0,6	4,3	9,3
Pb (mg kg ⁻¹)	438	211	704	
Zn (mg kg ⁻¹)	446	255	724	7082
Ni (mg kg ⁻¹)	40	30	52	
Cu (mg kg ⁻¹)	98	52	202	318
Cr (mg kg ⁻¹)	139	66	213	
Ba (mg kg ⁻¹)	158	45	320	762
Fe (g kg ⁻¹)	44	20	66	
C (%)	17,3	7,0	34,1	
N (%)	1,0	0,5	2,0	2,4
S (%)	0,2	0,0	0,5	

Die pH- Werte schwanken in einem weiten Bereich und korrelieren mit den Cu- und Pb-Gehalten. Es kommt bei den teilweise niedrigen pH-Werten zu einer Mobilisierung und Verlagerung von Schadelementen mit dem Abflusswasser (Tabelle 2) und der teilweise starken Überschreitung der in der Abwasserabgaberrichtlinie angegebenen Schwellenwerte.

Tabelle 2: Metallgehalte im Abflusswasser

Parameter	Abfluß 3. Etage	Abfluß 1.Etage	Abflußwasser von Balkonen und Geländern
Mn (µg l ⁻¹)	6330	673	2445
Cd (µg l ⁻¹)	194	153	294
Pb (µg l ⁻¹)	14,3	30,1	19,6
Zn (µg l ⁻¹)	878	241	41831
Ni (µg l ⁻¹)	66,5	95,3	318
Ba (µg l ⁻¹)	241	210	2760
Fe (µg l ⁻¹)	201	185	106

Der hohe Anteil (min. 10,3, max. 39,9; im Mittel 22,9%), der als gesundheitsrelevant geltenden Fraktion, <10 µm (PM₁₀) am Gesamtstaub und die sichtbare sekundäre Verwehung, sind als bedenklich einzustufen.

Der Feinboden weist hohe C- und N- Gehalte (Tab. 1) und enge C/N- Verhältnisse (min. 12,9 bis max. 24,5) auf. C und N sind auch mit Schluff vergesellschaftet. Allerdings kann man daraus nicht zwangsläufig auf partikuläre Immission schließen, da organisches Material auch auf den Dächern einer starken Zersetzung

unterliegt. Die engen C/N- Verhältnisse weisen ebenfalls auf eine hohe biologische Aktivität hin.

Dachstandorte mit hohem Exstaubanteil, erfüllen Bodenfunktionen als Lebensraum für Bodenlebewesen (z.B. *Lumbriciden* und *Collembolen*) und Höhere Pflanzen. Nach der Primärbesiedlung der Kiesflächen durch Algen, Flechten und Moose findet eine vermehrte Akkumulation von organischer Substanz statt (Tab.1), wodurch krautigen Pflanzen und letztendlich auch Gehölzen, die Ansiedlung ermöglicht wird.

Die limitierenden Faktoren für den Pflanzenbewuchs auf diesen extrem flachgründigen Standorten, sind die Feinbodenmenge und die Exposition sowie die daraus resultierende Wasserverfügbarkeit (Karte 1).

Die Verteilung der Pflanzengesellschaften auf den Dachflächen zeigt, dass südexponierte Standorte ausschließlich von xerophytisch angepassten Spezialisten (wie z.B.: *Mäusegerste* und *Mauerpfeffer*) ⇒ *Mäusegerstengesellschaft* (*Hordeetum murinii*) besiedelt werden.

Im Gegensatz dazu, finden wir auf den nordexponierten Dächern, in Bezug auf Nährstoffe und Wasserverfügbarkeiten wesentlich anspruchsvollere Pflanzen (wie z.B.: *Bittersüßer Nachtschatten*, *Brennnessel*, *Wegmalve* und *Rote Lichtnelke*) ⇒ *Wegmalven-Brennnesselgesellschaft* (*Urtico-Malvetum neglectae*).

Schlussfolgerung

Über die Umsetzung von Erosions- und Wasserschutzmaßnahmen, wie die Entwicklung einer geschlossenen Vegetationsdecke (Extensivbegrünung) und Aufkalkung, sollte zwecks Immobilisierung der Schadstoffe, nachgedacht werden.

Eine Extensivbegrünung wäre jedoch nur mit größerem finanziellen Aufwand umsetzbar, da die Grobkiesauflage durch ein leichteres Blättonsubstrat ersetzt und die Dachhaut zuvor mit einem Wurzelschutzvlies geschützt werden müsste. Die Dachlastannahmen würden hierzu ausreichen.

Literatur: Höke, S. (2003); Identifizierung, Herkunft, Mengen und Zusammensetzung von Exstäuben in Böden und Substraten des Ruhrgebiets; Westarp Wissenschaften.

Steine. Böden. Terroir.

Weinbergsböden in Rheinland-Pfalz

*Peter Böhm, Stephan Diemer, Ernst-Dieter Spies
(Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Mainz)*

Das Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (LGB) kartiert seit über 50 Jahren die Weinbergsböden in Rheinland-Pfalz, dem mit ca. 60% Anteil an der deutschen Rebfläche bedeutendsten Anbaugebiet unter den Bundesländern. Es entstand ein Kartenwerk aller Weinbergslagen, das die Verbreitung der Weinbergsböden parzellenscharf abbildet (Lothhammer 1987). Der Maßstab orientierte sich an den zugrunde gelegten Flurkarten und umfasst eine Spanne von 1: 200 bis 1: 10.000, wobei es sich im wesentlichen um die Maßstäbe 1: 1.000 bis 1: 2.000 handelt. Bearbeitet wurden 80.116 ha (ca. 4 % der Landesfläche). Da diese Informationen in ihrer analogen Form nur eingeschränkt nutzbar waren, hat das LGB die Daten digital aufgearbeitet. Sie liegen nun in einer Datenbank und einem geographischen Informationssystem landesweit vor. Die digitale Verwaltung der Bodendaten ermöglicht eine Vielzahl von Darstellungen und Auswertungen (verschiedene Bodenparameter, nutzbare Feldkapazität u. a.). Als Standard wird die digitale Weinbergsbodenkarte 1: 10.000 vorgehalten. Die Fachinformationen stehen nun interessierten Nutzerkreisen zur Verfügung.

Die fachliche Überarbeitung der „historischen“ Weinbergsbodenkarten und ihrer Legenden war eine Herausforderung. Die „Altdaten“ mussten der heutigen Bodensystematik angeglichen werden. Die zur Zeit der Aufnahme der Weinbergsböden verwendete Nomenklatur und die Einstufungsklassen für verschiedene Bodenparameter (vgl. Pinkow 1951, Atzbach u. Duis 1990) wurden der aktuellen Bodenkundlichen Kartieranleitung angepasst. Die Angaben zu den Parametern Feinboden, Grobboden, Bodenreaktion und Ausgangsgestein der Bodenbildung wurden entsprechend fachlich interpretiert und umgearbeitet. Eine direkte Übersetzung der an die Bodenschätzung angelehnten Feinbodenart war nicht möglich.

Um die regionale, kleinräumige Verbreitung der nach Aufbau und Eigenschaften stark differenzierten Weinbergsböden von Rheinland-Pfalz in einer landesweit einheitlichen Legende darstellen zu können, wurden die Bodenformen der Weinbergsbodenkartierung zu Leitbodenformen zusammengefasst und systematisiert. Ziel war es, aussagekräftige Einheiten mit einheitlicher Genese und einheitlichen Bodeneigenschaften auszugliedern. Die Bodeneinheiten sollen dem Informationsbedarf sowohl des weinbaulichen Praktikers als auch der Planung und der Bodenkunde gerecht werden (Sauer et al. 2005).

Die hierarchisch gegliederte Generallegende der Weinbergsbodenkarte Rheinland-Pfalz 1: 10.000 wird durch drei Ebenen gebildet. Die oberste Gliederungsebene bilden die *Hauptgruppen*, welche die Legendeneinheiten nach der Entstehungszeit des bodenbildenden Ausgangsgesteins gliedern (stratigraphische Gliederung). Die mittlere Ebene der *Gruppen* untergliedert die Hauptgruppen weiter nach der Entstehungsart (geogenetische Gliederung) oder nach der Gesteinsart (petrographische Gliederung). Die Locker- und Festgesteine werden nach definierten Merkmalen (z.B. „Böden aus Flugsand“, „Böden aus Sandlöß“ etc.) oder aber nach Bodenartenhauptgruppen („Böden aus sandigen Terrassensedimenten“, „Böden aus lehmigen Terrassensedimenten“ etc.) unterteilt. Die untere Ebene der *Leitbodenformen* differenziert nach der Mächtigkeit des Rigolhorizontes (z.B. „flache“ Böden), nach dem Carbonatgehalt, nach dem Grobbodengehalt, nach der Bodenartenhauptgruppe (Sand, Lehm, Ton) sowie nach dem Ausgangsgestein des Untergrundes. Zusätzlich ist der „Bodentyp“, aus dem der Rigosol vermutlich entstand, in die Benennung einbezogen (z.B. „Rigosol-Parabraunerde“). Damit berücksichtigt die Gliederung solche Merkmale, die wichtige bodenkundliche Standorteigenschaften wie Wurzelraum, Wasserhaushalt, Lufthaushalt, Nährstoffhaushalt und Bodenreaktion beeinflussen.

Mit dem Informationssystem digitale Weinbergsbodenkarte sind nun themenbezogen landesweite Auswertungen für aktuelle Fragestellungen zeitnah zu erstellen und auszuwerten. Beispielsweise wurde zur Abschätzung des Bewässerungsbedarfes der Rebflächen für die sechs Anbauregionen des Landes die Karte

„Bodenkundliche Grundlagen zur Bewertung der Bewässerungsbedürftigkeit von Weinbergsböden in Rheinland-Pfalz“ erstellt (Böhm u. Spies 2005).

Im Zuge von Zuarbeiten zu Bodenordnungsverfahren (Flurbereinigung) wird zukünftig die Bodenaufnahme überprüft und fortgeführt.

Über die Arbeiten des LGB an der digitalen Weinbergskarte entwickelte sich eine spannende und fruchtbare Zusammenarbeit mit Winzern und deren Interessensverbänden. Eine spannende Diskussion in der Weinwirtschaft dreht sich derzeit um die Frage, welchen Weg die Branche zukünftig verfolgen soll: den des perfekten Weinmachens, oder den Weg der Profilierung, der Besinnung auf den Ursprung, auf die Individualität und Authentizität. Die Verbindung Boden und Wein findet in diesem Kontext in Fachkreisen zur Zeit höchste Aufmerksamkeit. Das Zusammenspiel von Lage, Klima und Mensch wird im ganzheitlichen Qualitätsdenken unter dem Begriff „Terroir“ zusammengefasst. Die charakterisierenden Eigenschaften des Terroir sollen je nach Jahrgang in verschiedener Ausprägung hervortreten, jedoch immer erkennbar und für die jeweilige Lage kennzeichnend bleiben (Rheinhes-senwein e.V. u. Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2005a). In Rhein-hessen stellten sich Winzer und ihre Verbände die Frage, inwieweit die Faktoren, die einen authentischen Wein ausmachen, überhaupt verfügbar sind und wie diese Informationen in der Kommunikation eingesetzt werden können.

Um Bodeninformationen für die Weinvermarktung und den Tourismus nutzen zu können, wurde vom LGB in Zusammenarbeit mit Rheinhes-senwein e.V. und interessierten Winzern die vorhandenen bodenkundlichen Daten gesichtet, typische rheinhessische Weinbergsböden erfasst und für die Kommunikation aufbereitet. Erschienen sind bisher das Büchlein „Steine. Böden. Terroir.“ (Rheinhes-senwein e.V. u. Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2005a) und ein attraktives Poster (Rheinhes-senwein e.V. 2005b). Die Broschüre vernetzt am Beispiel von Rhein-hessen Informationen über Boden, Lage, Winzer-Know-how und Wein zu einem informativen und unterhaltsamen Einstieg in die Welt der Weinbergsböden und des „Terroir“. Die rheinhessische Bodenvielfalt wird in all-gemeinverständlicher und ansprechender Weise

über Geschichten vom Wüstensand, dem Regenwald, von Lavadecken und Löbkindeln zum Leser transportiert.

Die neu aufgelegten Weinbergskarten, die Broschüre, das Poster und önologisch-bodenkundlich begleitete Weinproben finden eine große positive Resonanz bei Winzern und Weininteressierten. Weitere, geplante bzw. umgesetzte Projekte des LGB sind die Einrichtung von Dauer- und Wanderausstellungen mit Postern, Bodensäulen und Lackprofilen, die Gestaltung geotouristischer Objekte und Lehr-pfade oder virtuelle Landschaftsrundflüge durch die Weinbergskartenlandschaften.

Es scheint, dass in Rheinland-Pfalz ein neues Kapitel aufgeschlagen wird, das einen boden-orientierten Blick auf den Weinberg und das Wirken des Winzers lenkt, und der Weinbergsboden im Qualitätsmanagement der Winzer neu verankert wird.

Atzbach, O., Duis, H. (1990): Weinbergskartenkartierung in Rheinland-Pfalz (1951 - 1987). Mainzer geowissenschaftliche Mitteilungen, Band 19, 151-162.

Böhm, P., Spies, E.-D. (2005): Bodenkundliche Grundlagen zur Bewertung der Bewässerungsbedürftigkeit von Weinbergsböden in Rheinland-Pfalz. Unveröff. Bericht, LGB, Mainz.

Böhm, P., Diemer, S., Goldschmitt, M., Sauer, S., Spies, E.-D. (2004): Stein und Wein. Das Deutsche Weinmagazin, 3/2004, S. 27-28.

Lothhammer, H. (1987): Weinbergskartenkartierung des Geologischen Landesamtes Rheinland-Pfalz. Nachrichtenbl. Vermessungs- u. Katasterw. Rheinland-Pfalz 30 (4), 340-343.

Pinkow, H.-H. (1951): Die Bodenkartierung der Weinbaugebiete im Rheingau. Notizbl. Hess. L.-Amt Bodenforsch. (VI), 2, 98-111.

Rheinhes-senwein e.V., Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2005a): Steine. Böden. Terroir. Broschüre.

Rheinhes-senwein e.V., Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz (Hrsg.) (2005b): Steine. Böden. Terroir. Poster.

Sauer, S., Böhm, P., Goldschmitt, M., Spies, E.-D., Ehses, H. (2005): Großmaßstäbige Bodenfunktionskarten als Grundlage eines flächendeckenden Bodenmanagements in Rheinland-Pfalz. Land-entwicklung und Ländliche Bodenordnung, Nachrichtenblatt H. 43/2005, 33-45.

Bodenversalzung entlang des mittleren Drâa, Südmorokko

$$NAV = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca + Mg}{2}}}$$

Johannes Botschek, Nazli Burcu Ökten, Britta Chafik, Martin Kehl & Armin Skowronek¹

Einführung

Der mittlere Drâa erstreckt sich von 31° 00' bis 29° 30' N. Daher nimmt die klimatische Aridität nach Süden zu: von 18,8 °C, 111 mm Niederschlag und 868 mm Verdunstung im Jahr in Ouarzazate (1050 m NN) auf 22,8 °C, 54,5 mm und 2945 mm in Tagounite (600 m NN). Die Bewässerung der sechs großen Dattelpalmoasen wird seit 1970 durch die künstliche Stauhaltung des Mansour Eddabi oberhalb Ouarzazate geregelt (Fassungsvermögen: 560 Mio. m³).

Bodenversalzung ist ein ernstes Problem, größere Flächen mussten in einzelnen Oasen bereits aufgegeben werden. Die Qualität des zugeführten Wassers nimmt nach Süden ab, die Salzgehalte erreichen manchmal 10 g/l. Neben dieser sekundären Versalzung spielt möglicherweise auch der Eintrag aus anstehenden salinaren Mergeln in den umgebenden Schichtstufen eine Rolle.

Ziel der Untersuchung war es zunächst, den Versalzungsstatus zu ermitteln. Dazu wurden Bodenprofile in drei Oasen aufgenommen und beprobt. Die Oasen und Bodenprofile sind von Nord nach Süd: Mezguita (DM 1-5), Fezaueta (DF 1-2) und Ktaoua (DK 1-3).

Methoden

Zur Kennzeichnung der Salzanreicherung wurden folgende Kennwerte ermittelt:

- Gehalte an Calciumcarbonat, Gips, leichtlöslichen Salzen
- Elektrische Leitfähigkeit im 1:2,5 Boden/Wasser-Extrakt (EC_{1:2,5})
- Ionenzusammensetzung des 1:2,5 Boden/Wasser-Extraktes:
 - Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ (AAS),
 - Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ (IC),
- Natriumadsorptionsverhältnis (NAV) des 1:2,5 Boden/Wasser-Extraktes:

- Natriumsättigung am Austauscher (NSA) nach Auswaschung der leichtlöslichen Salze (Methoden s. SCHLICHTING et al. 1995, VAN REEUWIJK 1995)

Ergebnisse und Bewertung (vgl. Tab. 1, 2 auf folgender Seite)

Fazit

Generell variiert die Bodenversalzung, sie ist Ca-dominiert. Nach DRIESSEN et al. (2001) ergibt sich eine Gruppierung des Versalzungsgrades in vier Kategorien:

- Sehr schwach versalzt: DM 2 und DM 3
- Mäßig versalzt: DF 2 und DK 1
- Stark versalzt: DM 1, DM 5, DF 1 und DK 2
- Sehr stark versalzt: DM 4 und DK 3

Eine Gesetzmäßigkeit der Bodenversalzung im Sinne der eingangs genannten Qualitätsabnahme des Bewässerungswassers lässt sich nicht erkennen. Die z.T. sehr hohe Variabilität innerhalb der Oasen (bes. Mezguita) ist wohl standort- und/oder nutzungsbedingt.

Die Gefährdung der Böden durch Versalzung wird durch die Studie unterstrichen.

Literatur

DRIESSEN, P., J. DECKERS, O. SPAARGAREN and F. NACHTERGAELE (2001): Lecture notes on the major soils of the world. - Food and Agriculture Organization, Rome, 324 pp.

FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources. Rome.

SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME and K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. - Wien, Blackwell, 295 pp.

VAN REEUWIJK, L.P., Ed. (1995): Procedures for soil analysis. - Wageningen, 105 pp.

Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des IMPETUS-Projektes dankenswerterweise vom BMFT, vom Land NRW sowie von der Universität Bonn gefördert.

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, E-mail: j.botschek@uni-bonn.de

Tab. 1: Bodenklassifikation und Kennwerte der Bodenversalzung

Soil unit nach FAO (1998)	Textur	pH _(H₂O)	Leichtll. Salze (%)*	EC _{1:2,5} (dS m ⁻¹)*	Na-Sättigung (%)*	(Ca ²⁺ +Mg ²⁺) / (Na ⁺ +K ⁺) (-)*
DM1 Sali-Sodic Anthrosol	SL, SiL	7,3-7,5	0,68	4,9	8,4	0,7
DM2 Calcaric Arenosol	LS, SL	7,3	0,11	1,1	2,7	1,6
DM3 Irragri-Anthraquic Anthrosol	SL, SiL	7,8-8,0	0,10	0,9	0,7	1,3
DM4 Sodi-Salic Fluvisol	n.d.	7,5-7,6	1,60	6,8	12,9	4,3
DM5 Sodi-Salic Fluvisol	n.d.	7,9-8,4	0,80	4,3	n.d.	1,7
DF1 Hyposali-Sodic Anthrosol	SL	7,6-7,9	0,72	4,3	7,0	1,1
DF2 Sodi-Calcaric Anthrosol	SL, LS	7,3-7,7	0,29	2,0	7,3	1,4
DK1 Petrogypsic-Sodic Anthrosol	SL, LS	7,6-7,8	0,43	1,9	1,4	2,5
DK2 Sali-Gypsic Anthrosol	SiL, LS	7,5-7,8	1,38	7,1	0,9	2,2
DK3 Hypersali-Sodic Fluvisol	SiL	7,9-8,4	5,70	27,0	n.d.	0,3

* nach Horizontmächtigkeiten gewichtete Mittelwerte

Tab. 2: Bewertung der Bodenversalzung

Bewertung des Salzgehaltes	Dominante Kationen* und Anionen	Bedeutung für den Anbau
DM1 Stark salzhaltig	<u>Na</u> , Ca, Cl, SO ₄	Nur salztolerante Kulturen möglich
DM2 Sehr schwach salzh.	<u>Ca</u> , Na, NO ₃ , SO ₄	Salzeinfluss zu vernachlässigen
DM3 Sehr schwach salzh.	Na, <u>Ca</u> , NO ₃ , SO ₄	Salzeinfluss zu vernachlässigen
DM4 Sehr stark salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Nur wenige sehr salztolerante Kulturen möglich
DM5 Stark salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Nur salztolerante Kulturen möglich
DF1 Stark salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Nur salztolerante Kulturen möglich
DF2 Mäßig salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Erträge salzempfindlicher Kulturen reduziert
DK1 Mäßig salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Erträge salzempfindlicher Kulturen reduziert
DK2 Stark salzhaltig	Na, <u>Ca</u> , Cl, SO ₄	Nur salztolerante Kulturen möglich
DK3 Sehr stark salzhaltig	<u>Na</u> , Ca, Cl, SO ₄	Nur wenige sehr salztolerante Kulturen möglich

* Na- bzw. Ca-dominierte Böden nach DRIESSEN et al. (2000).

Ausbildung von Feuchtmoder-Humusformen in Abhängigkeit von der Sauerstoff-Verfügbarkeit

Gabriele Broll * & Claudia Erber **

Einleitung

Humusformen sind ein integraler Indikator für die Stoffumsetzungen an einem Standort (BABEL 1971). Dabei sind neben anderen Faktoren der Wassergehalt und die Sauerstoffverfügbarkeit von hoher Bedeutung. Die Sauerstoffsättigung in organischen Lagen ist u.a. von dem Wassergehalt, der Wasserhaltekapazität und der Bodentemperatur abhängig. Bisher gibt es keine Studien, die sich mit der Sauerstoffsättigung in organischen Auflagehorizonten beschäftigt haben. Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen des Wassergehalts, der Temperatur und der Reliefposition auf die O₂-Sättigung sowie den Zusammenhang zwischen O₂-Sättigung und Humusmorphologie zu ermitteln.

Material und Methoden

In Laub- und Nadelwaldbeständen mit einem Bodenfeuchteregime nach ZEPP (1995) von „überwiegend nass bis sehr feucht“ erfolgte eine kleinräumige Rasterkartierung der organischen Auflagen. An den Standorten wurden über drei Jahre der Wassergehalt und die Temperatur in den organischen Lagen gemessen (ERBER & BROLL 2003).

Im Frühsommer 2004 wurde die Sauerstoffsättigung der Humusprofile mit Hilfe von Mikroelektroden vom Clark-Typ (Ox100, Unisense, Dänemark) gemessen. Die 70 mm lange Elektrodenspitze hatte aus Stabilitätsgründen einen Durchmesser von 100 µm, bei einer Messöffnung von 10 µm. Die Mikroelektrode wurde mit einem Schrittmotor in 200 µm Schritten in die organische Auflage getrieben und pro Tiefenstufe wurden 5 Messwerte aufgenommen. Da die auf Druck empfindlich reagierende Elektrodenspitze bei Belastung mit einer Erhöhung des Elektrodenpotentials reagiert, erfolgte jeweils vor und nach der Messung eine 2-Punkt-Eichung (0% und 100% Sauerstoffsättigung) und die Umrechnung der Elektrodenpotentiale aus dem Mittelwert der beiden Eichungen. Dadurch ergaben sich rechnerisch auch Werte von über 100% und unter 0% Sauerstoffsättigung.

Für Laboruntersuchungen wurden pro Standort je ein Humusmonolith als Spatenausstich gewonnen und bis zur Messung bei 6 °C aufbewahrt. Die Sauerstoffmessungen erfolgten im feldfrischen Zustand, sowie nach 1 Tag und 3 Tagen in einem sauerstoffgesättigten Wasserbad bei 20 °C. Zusätzlich wurde der Humusmonolith der Fläche 2 nach den Messungen zwei Wochen luftgetrocknet und anschließend bei 6 °C erneut die Sauerstoffsättigung gemessen. Die Sauerstoffmessungen erfolgten sowohl in der Mitte (ca. 10 cm vom Rand entfernt) als auch am Rand (ca. 1 cm vom Rand entfernt) des Humusmonolithen. Unterschiede zwischen der Messung in der Mitte und am Rand sollen Hinweise auf den Einfluss von O₂-Diffusion und O₂-Zehrung geben.

Geländemessungen wurden an jedem Standort zu mindestens 5 verschiedenen Terminen durchgeführt, um möglichst verschiedene Feuchte- und Temperaturverhältnisse zu erfassen.

Ergebnisse

Im feldfrischen Zustand sind die Humusprofile nahezu ausschließlich vollständig mit Sauerstoff gesättigt (Abb. 1). Sauerstoffarme Zonen treten nur vereinzelt in der Oh-Lage auf. Nach 1 Tag im sauerstoffgesättigten Wasserbad bei 20 °C ist die Oh-Lage fast aller Proben anoxisch. Bei Fläche 2 ‚Mitte‘ handelt es sich vermutlich um eine eingeschlossene Luftblase. Die Sauerstoffsättigung in den Of-Lagen ist uneinheitlich. Die Ohf-Lagen (Feinhumusanteil 30-70 %) sind überwiegend anoxisch, während die Off-Lage (Feinhumusanteil 10-30 %) oftmals noch Sauerstoff enthält. Nach 3 Tagen im Wasserbad haben sich mit Ausnahme der Fläche 1 die anoxischen Bereiche ausgedehnt. Insgesamt gibt es, wenn man von der Fläche 2 Mitte absieht, keine Unterschiede zwischen den Messungen in der Mitte und am Rand.

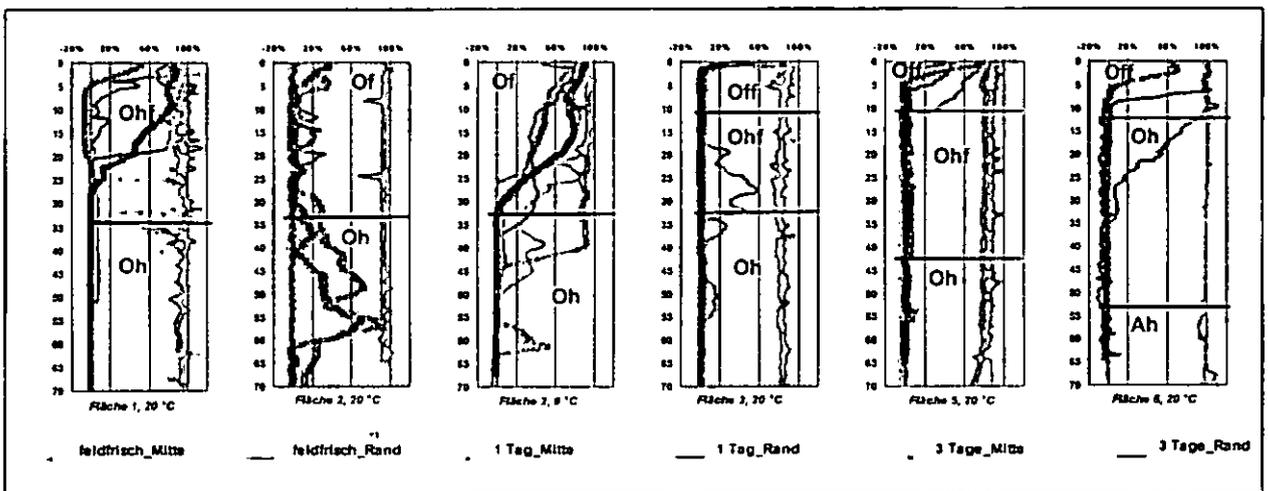


Abb. 1: Tiefenprofile der Sauerstoffsättigung

* ISPA, Abteilung für Geo- und Agrarökologie, Hochschule Vechta; E-Mail: groll@ispa.uni-vechta.de

** 229 Cumbernauld Road, Muirhead, Glasgow, UK; E-Mail: erberc@uni-muenster.de

Von den Sauerstoffmessungen bei 6 °C können nur die Daten der Of-Lage ausgewertet werden, da die Trocknungszeit des Humusmonolithen nicht ausgereichte, um wieder oxische Verhältnisse in der Oh-Lage zu erreichen. Im Gegensatz zur Messung bei 20 °C ist die Of-Lage bei 6 °C sowohl nach einem Tag als auch nach drei Tagen im Wasserbad oxisch, auch wenn die Sauerstoffsättigung etwas zurückgeht. Die Messungen am Rand weisen höhere Sauerstoffsättigungen als die in der Mitte auf.

Die Ergebnisse der Geländemessungen entsprechen denen aus dem Labor. Hohe Wassergehalte, insbesondere in den Oh-Lagen, bedingen eine geringe Sauerstoffsättigung (Abb. 2). Sauerstoffsättigungen von unter 20 % in nicht wassergesättigten Lagen (Abb. 2) sind auf Messungen zurück zu führen, bei denen die Temperatur der organischen Lage über 15 °C betrug.

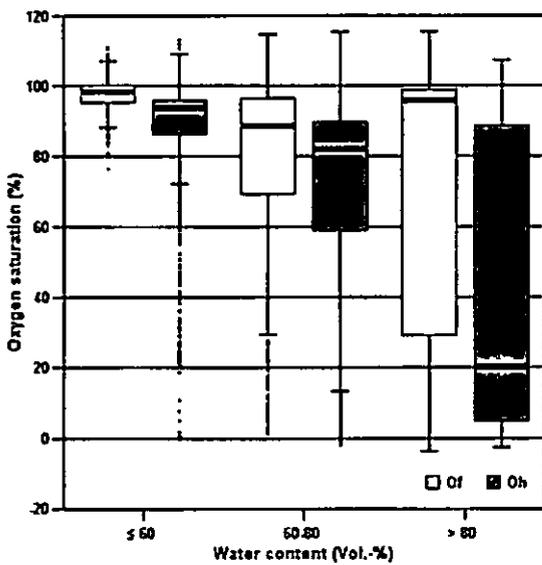


Abb. 2: Box-Plot der Verteilung der Sauerstoffsättigung in Abhängigkeit von dem Wassergehalt der organischen Lagen

Diskussion

Hohe Temperaturen bedingen einen rascheren Stoffumsatz und damit einer höhere Sauerstoffzehrung als niedrige Temperaturen (NEDWELL 1999). Aerobe Verhältnisse können nur erhalten bleiben, wenn die Sauerstoffnachlieferung entsprechend gewährleistet ist. Hohe Wassergehalte führen, selbst bei sauerstoffgesättigtem Wasser, zu einer verringerten Sauerstoffnachlieferung. Je höher der Anteil an organischer Feinsubstanz in einer organischen Lage ist, desto größer ist der Anteil an Feinporen, desto höher ist die Wasserhaltekapazität und um so geringer ist die Sauerstoffnachlieferung, so dass anoxische Verhältnisse wahrscheinlicher werden. Geringe Hangneigungen führen eher zur Wassersättigung und fördern damit anoxische Verhältnisse. Länger andauernde anoxische Verhältnisse bedingen eine Akkumulation an organischer Substanz, die, wenn nicht andauernd anoxische Verhältnisse herrschen, stark humifiziert ist. Damit sollte an feuchteren Standorten die Mächtigkeit der Oh-Lagen zunehmen.

Obwohl an den Untersuchungsstandorten die organischen Lagen zwar häufig hohe Wassergehalte aufwie-

sen, sind diese an Tagen mit Temperaturen über 10 °C selten. Während der drei Untersuchungsjahre traten sie nie an Standorten mit einer Hangneigung von über 10 ° auf, da dort das Wasser zu schnell abfließt. Folglich ist die Of-Lage an stärker geneigten Hängen selten anaerob. Ein Vergleich der Deckung und der Mächtigkeit der organischen Lagen von zwei Sitkafichtenbeständen ohne Unterwuchs auf unterschiedlichen Hangneigungen ergab keine signifikanten Unterschiede. Vermutlich erschwert die an den Untersuchungsstandorten herrschende starke Variabilität der Humusprofile, die unter anderem auf einem sehr kleinräumigen Wechsel der Feuchtebedingungen beruht, den Standortvergleich. Beobachtungen innerhalb einer Fläche bestätigen die verstärkte Umsetzung und Akkumulation an organischer Feinsubstanz an zunehmend nasseren Standorten (ANDERSON 1995). Die Horizontabfolge verändert sich von L-Off-Ohf-Oh-A an feuchten Standorten über L-Ohf-Oh-A,H zu L-Oh-nH an nassen Standorten. Bei hoher Hangneigung weisen organische Auflagen selbst sehr feuchter Standorte durch das rasch fließende, sauerstoffreiche Wasser eher die Horizontfolge L-Off-Ohf-Oh-A auf und täuschen damit „trockenere“ Standorte vor.

Ausblick

Wie die Untersuchungen gezeigt haben, bedeuten hohe Wassergehalte nicht notwendigerweise eine geringe O₂-Sättigung in organischen Auflage-Horizonten. Da Sauerstoff vermutlich ein Schlüsselfaktor im Prozess des Streuabbaus ist, sind weitere Kenntnisse zu O₂-gehalten in Humusprofilen notwendig. Rückschlüsse auf die O₂-Verfügbarkeit in organischen Auflagen sind ohne Messungen nur bedingt möglich, weshalb weitere Erhebungen von O₂-gehalten in organischen Auflagen erforderlich sind. Die Messungen sollten kontinuierlich über längere Zeiträume erfolgen sowie O₂-Tiefenprofile in Humusformen verschiedener Wasserregime (aeromorph – aero-hydromorph – hydromorph) als auch verschiedene Umsetzungsgeschwindigkeiten (Mull – Moder – Rohhumus) umfassen. Nur auf Grundlage einer breiten Datenbasis kann aufgeklärt werden, ob für verschiedene Humusformen Schwellenwerte hinsichtlich des zeitlichen und/oder räumlichen Umfangs an anaeroben Zonen in organischen Lagen existieren.

Literatur

- Anderson, D.W. (1995): The role of nonliving organic matter in soils. In: Zepp, R.G., Sonntag, C. (Hrsg.): Role of nonliving organic matter in the earth's carbon cycle. Dahlem Workshop Reports 16: 81-92
- Babel, U. (1971): Gliederung und Beschreibung des Humusprofils in mitteleuropäischen Wäldern. *Geoderma* 5: 297 – 324
- Erber, C. und G. Broll (2003): Humusformenausprägung basenarmer nasser Waldstandorte im Sauerland – Ein Beitrag zur Weiterentwicklung der Humusformensystematik. *Mitt. Deutsch. Bodenkdl. Ges.* 102/2: 457-458
- Nedwell, D.B. (1999): Effect of low temperature on microbial growth: lowered affinity for substrates limits growth at low temperature. *FEMS Microbiology Ecology* 30: 101-111
- Zepp, H. (1995): Klassifikation und Regionalisierung von Bodenfeuchteregime-Typen. Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 9, Gebrüder Borntraeger, Berlin, 224S.

Wurzelwachstum über und um Kanalrohre unter Straßen

Wolfgang BURGHARDT¹⁾, Moritz BIGALKE¹⁾,
 Christoph BENNERSCHIEDT²⁾,
 Thomas STÜTZEL³⁾

¹⁾ Angew. Bodenkunde, Univ. Duisburg – Essen, 45117 Essen, (wolfgang.burghardt@uni-essen.de); ²⁾ IKT – Institut für unterirdische Infrastruktur, Emscherbruch, Gelsenkirchen, ³⁾ Spezielle Botanik, Ruhr-Universität, Bochum.

Einleitung

Auch unter Straßen befinden sich Böden, die u.A. von den Straßenbäumen durchwurzelt und damit genutzt werden. Unter Straßen und Gehwegen der Straßen befinden sich meist auch die Kanalrohre zur Abwasserentsorgung. Es entsteht ein Konflikt zwischen Straßenbäumen und Kanalrohren dadurch, dass Kanalrohre häufiger durch einwachsende Baumwurzeln zerstört werden. Maßnahmen zur Schadensvermeidung können technischer, biologischer oder bodenkundlicher Art sein. Hier sollen zunächst die Eigenschaften von Böden im Bereich bestehender Rohrleitungen vorgestellt werden.

Material und Methoden

Die beiden untersuchten Beispiele für Bodeneigenschaften von Leitungsgräben liegen in Herten, Lyckstraße und Münster, Straße Zum Roten Berg. Die Abwasserrohre lagen in 240 cm und 210 cm unter der Oberfläche. In den Leitungsgräben befanden sich weitere Leitungen oberhalb der Abwasserrohre.

Kriterien der Beprobung waren:

- Fehlen und Vorhandensein einer Durchwurzlung
- Humusgehalt der Böden
- Lage der Probenahmestellen in Rohrnähe, im Boden über dem Rohr und, sofern zugänglich, unter dem Rohr, im und außerhalb des Leitungsgrabens.

Die Proben wurden als Volumenproben entnommen. An ihnen wurden nach DIN ISO Wasser- und Luftgehaltgehalt bei Probenahme, Rohdichte trocken, Gesamtporenvolumen, pH (CaCl₂), Korngrößenverteilung, DLP und DLK ermittelt. Desweiteren erfolgte die Bestimmung der Porengrößenverteilung (Wolkewitz 1959, Richards und Fireman, 1943).

Ergebnisse

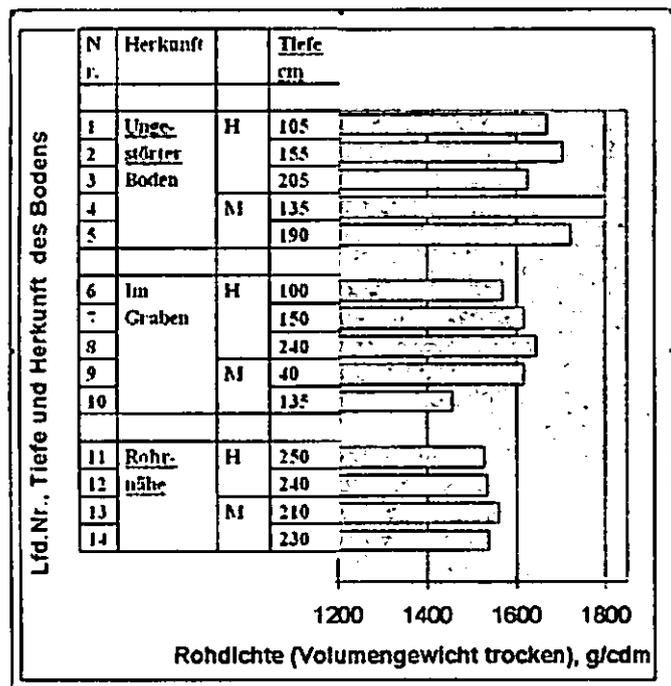
Die natürlichen Böden der Untersuchungsgebiete sind lehmige und schluffige Sande. Die Bodenarten der Füllböden unterschieden sich nicht wesentlich von diesen (Tabelle 1).

Tabelle 1: Bodenarten, C- und N- Gehalte, C/N-Verhältnis und pH-Werte (Standorte: H-Herten, M-Münster)

Nr.	Herkunft	Tiefe cm	Boden- art	C %	N %	C/N	pH (CaCl ₂)	
1	Ungestörter Boden	H	105	Sl3	0,04	0,007	5,7	6,8
2			155	Ut4	0,11	0,021	5,2	6,6
3			205	Sl3	0,05	0,010	5,0	6,4
4		M	135	mSgs	0,07	0,009	7,8	6,8
5			190	Su	0,03	0,007	4,3	6,3
6	Im Graben	H	100	Sl3	0,23	0,026	8,8	6,9
7			150	Sl3	0,13	0,020	6,5	6,8
8			240	Shu	0,10	0,018	5,6	6,7
9		M	40	Su	0,19	0,014	13,6	6,9
10			135	Su	0,33	0,020	16,5	6,2
11			Rohrnähe	H	250	St3	0,09	0,017
12	240	Sl4			0,61	0,032	19,1	6,8
13	M	210		mSgs	0,20	0,014	14,3	6,5
14	Unter Muffe	M		230	mSgs	0,28	0,021	13,3

Die Humusgehalte unterscheiden sich jedoch. Sie sind in den Leitungsgräben und in Rohrnähe deutlich erhöht (Tabelle 1).

Abb. 1: Rohdichte des ungestörten Bodens, des Füllbodens im Graben und des Bodens in Kanalrohrrnähe (Standorte: H-Herten, M-Münster)



Die pH-Werte schwanken zwischen 6,2 und 6,9, unabhängig vom Standort und Entnahme im Leitungsgraben oder angrenzenden ungestörten Boden. Lediglich unter der Rohrverbindungsmuffe war der pH Wert auf 4,2 abgesunken (Tabelle 1).

Deutlicher sind die Unterschiede der Volumengewichte und damit der Bodenrohdsichten (Abb. 1). Die Rohdsichten sind in den natürlichen Böden am höchsten (Nr. 1, 2, 3 und 9, 10). In Rohrnähe sind sie wesentlich geringer (Nr. 7, 8 und 13, 14). Ebenfalls abgesenkt sind sie im Füllboden der Leitungsgräben (Nr. 4, 5, 6 und 11, 12).

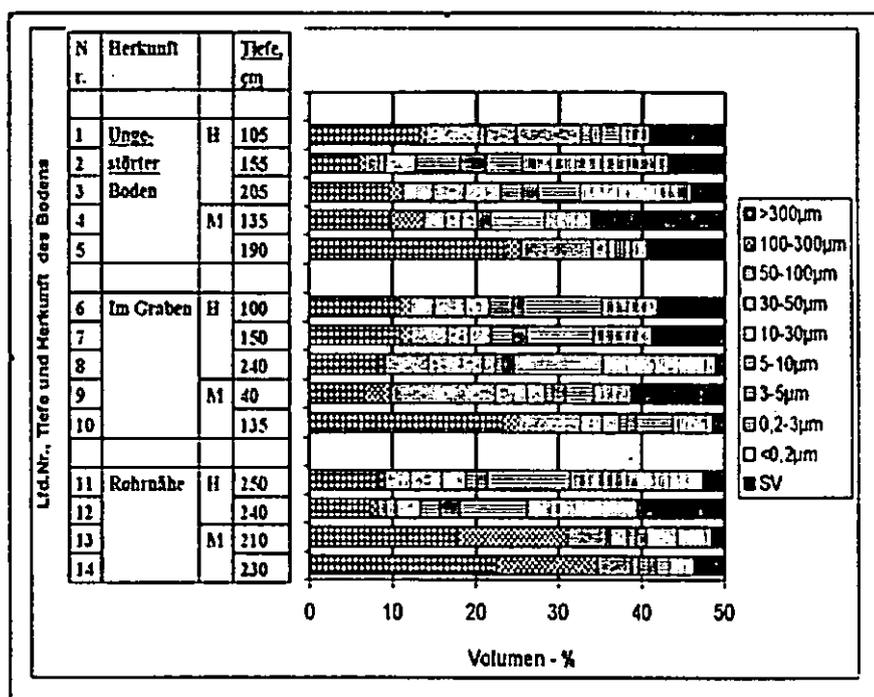
Die Porengrößenverteilung (Abb. 2) zeigt den hohen Anteil grober Poren in dem stark durchwurzelten Boden (Nr. 10), unter der Muffe (Nr. 14), dicht über dem Kanalrohr (Nr. 13). Insgesamt sind die Porenverteilungsmuster im Füllboden (Nr. 6-14) sehr ungleichmäßig.

Ungleichmäßig sind auch die doppellaktat-löslichen P- und K-Gehalte verteilt. Phosphor scheint keinen Einfluss auf die Durchwurzelung zu haben. Hingegen zeigen sich bei Kalium Beziehungen zur Durchwurzelung (Nr. 10, 13, 14).

Schlussfolgerungen

Die untersuchten beiden Beispiele zeigen, dass aus einbautechnischen Gründen die Böden über den Kanalrohren besonders locker gelagert sind, was zum bevorzugten Wurzelwachstum in diesem Bereich führt. Die Sande weisen geringe Kaliumgehalte auf. Diese scheinen ebenfalls die Durchwurzelung zu beeinflussen. Die Phosphatgehalte zeigen keinen Einfluss auf das Wurzelwachstum. Sie sind wahrscheinlich bereits zu hoch.

Abb. 2: Porengrößenverteilung des ungestörten Bodens, des Füllbodens im Graben und des Bodens in Kanalrohrrnähe (Standorte: H-Herten, M-Münster)



Permafrost und Bodenentwicklung in der Taiga am Unteren Jenissej (Nordsibirien).

S. Bussemer¹ & T. Mayer²

1. Einleitung und Methoden

Die Bodenverteilung in der Taiga Eurasiens gestaltet sich vor allem durch den weit verbreiteten Permafrost kompliziert, so dass kein übergreifender zonaler Taigaboden erkennbar wird (Haase, 1978). Die eigenen Untersuchungen streben die Identifizierung regionischer Normtypen der Bodenbildung in verschiedenen Taiga-Subzonen entlang des Unteren Jenissej an. Mit klassischen bodengeographischen und geomorphologischen Verfahren (AG Boden, 1994) wurden Verbreitung und Stoffbestand von Böden auf letztkaltzeitlichen Ablagerungen der hochkontinentalen Permafrostregion erkundet.

2. Ergebnisse

Mit Hilfe von repräsentativen Fallstudien wurden die Gürtel der mittleren Taiga, der nördlichen Taiga sowie der tundrennahen Wälder am Jenissej erfasst (Abb. 1). In allen drei Subzonen bilden reliktsche periglaziale Deckserien großflächig das Ausgangsgestein der Bodenbildung. Sie sind auf Verebnungen oft nur eingliedrig, an Hängen gewöhnlich zweiteilig ausgebildet. Die hangende äolische Deckschicht tritt dabei regelhaft auf. Die liegende Deckschicht mit solifluidalem Charakter ist dagegen an die Talhänge gebunden.

Auf Standorten mit Sickerwasserregime dominiert die Braunerde in allen drei Landschaftstypen. Mit Zunahme des rezenten Permafrostes nach Norden wird jedoch weitflächig eine terrestrische Bodenentwicklung verhindert.

Das Untersuchungsgebiet mit sporadischem Permafrost in der mittleren Taiga nahe Tatarsk besitzt mit Braunerde-Parabraunerdeinterferenzen tiefgründige und reife terrestrische Bodenbildungen. In der nördlichen Taiga bei Turuchansk (diskontinuierlicher Permafrost) neigen die Böden aufgrund des sehr tief liegenden Bodeneises ebenfalls zu terrestrischen Typen, unter denen die Braunerde dominiert (vgl. Abb. 2).

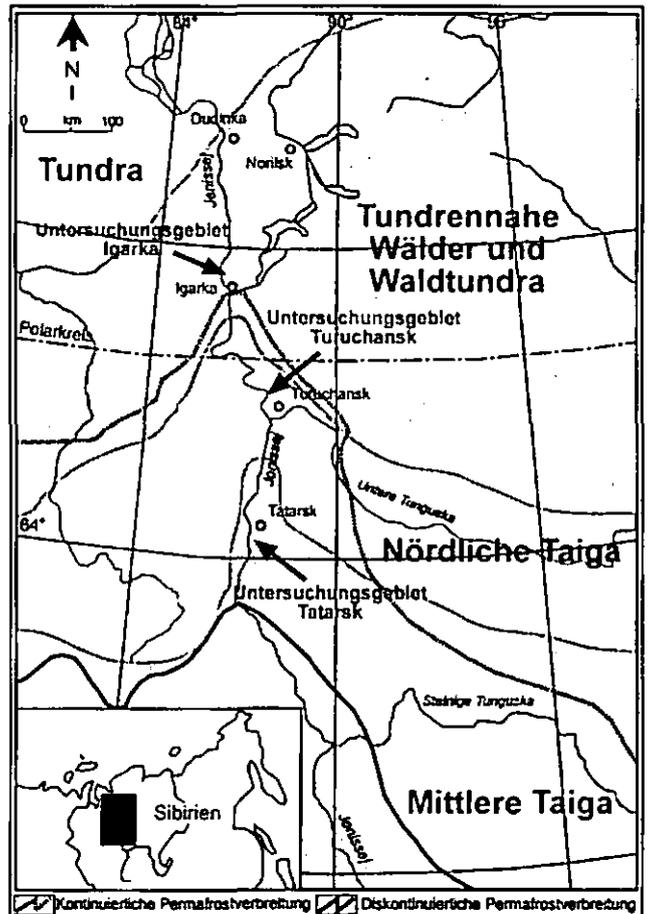


Abb. 1: Lage der Untersuchungsgebiete am Unteren Jenissej in ihren jeweiligen Landschaftszonen (nach Stakanow, 2002).

In den tundrennahen Wäldern mit kontinuierlichem Permafrost wird dieser auch großflächig pedologisch relevant (Abb. 3). Bei großer Tiefe der Permafrostobergrenze (2 m) kommt es zur Stauvergleyung, bei geringerer Tiefe zur Vergleyung und Vertorfung. Auf den terrestrischen Standorten in Flußtaliks unter tundrennahen Wäldern stellt die Braunerde den terrestrischen Normboden dar. Ihre Verwitterungsintensität ist mit den Pendanten in der nördlichen und mittleren Taiga vergleichbar.

¹ Universität Greifswald, Institut für Geographie und Geologie, Lehrstuhl für Geoökologie und Bodengeographie, Jahnstr. 16, 17489 Greifswald.

² Ludwig-Maximilians-Universität München, Department für Geo- und Umweltwissenschaften, Sektion Geographie, Luisenstr. 37, 80333 München.

3. Zusammenfassung

Zusammenfassend werden die Braunerden als regionischer Normtyp der Bodenbildung auf wärmzeitlichen Sedimenten am Unteren Jenissej erkennbar.

Sie erfüllen ebenfalls die Anforderungen an Cambic Horizons der Internationalen Bodenkarte (WRB, 1998) und entsprechen sowohl makroskopisch als auch analytisch weitgehend den Braunerden der Jungmoränenlandschaften Mitteleuropas.

Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl.; Hannover.
- Haase, G. (1978): Struktur und Gliederung der Pedosphäre in der regionischen Dimension. Beiträge zur Geographie, Supplementband 29(3): 250 S.; Berlin.
- Stakanov, V.D. (2002): Charakteristik des Waldbestandes.- In: Pleschikov, F.I. (Hrsg.): Waldökosysteme entlang des Jenissejs., 19-24: Novosibirsk (russ.).
- WRB (1998): World Reference Base for Soil Resources.- World Soil Resources Report 84. Rom.

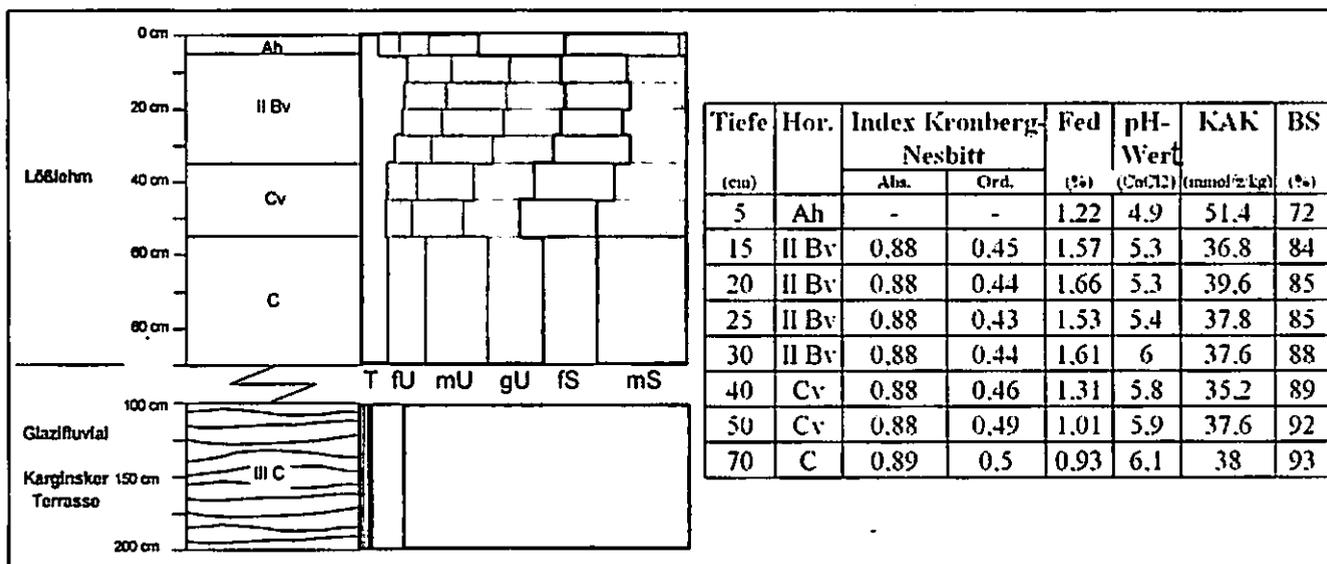


Abb. 2: Typisches Braunerdeprofil der nördlichen Taiga in einer periglaziären Deckserie.

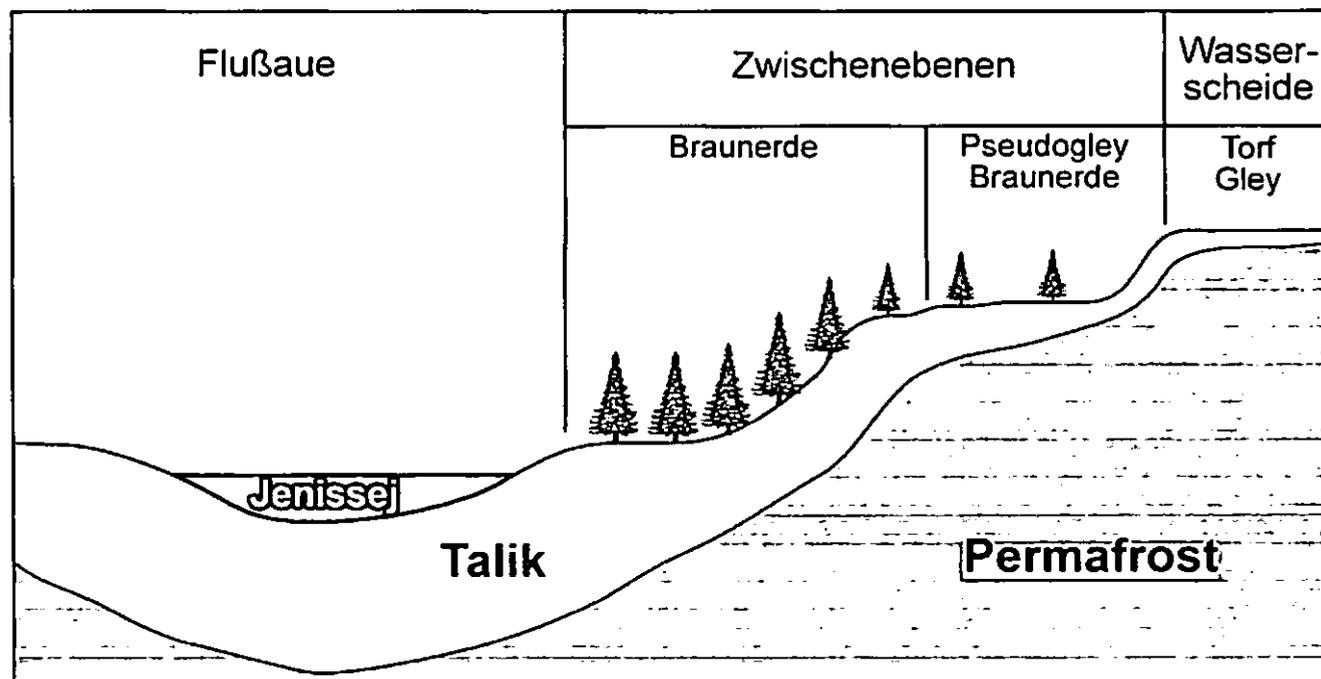


Abb. 3: Abhängigkeit der Bodenentwicklung von Relief und Permafrost in den tundrennahen Wäldern.

Bodenbewertung in Deutschland und die neue TUSEC-Methode für den Alpenraum

Susanne David*, Andreas Lehmann und Karl Stahr

1 Einleitung

Der sparsame Umgang mit der Ressource Boden wird durch gesetzliche Regelwerke angestrebt. Eine Forderung ist das Beschreiben der Auswirkungen von Nutzungen. Dies kann mit einer Bodenbewertung erreicht werden. Da gesetzlich keine Methodik vorgeschlagen wird, sind verschiedene Verfahren entwickelt worden. Meist zielen sie auf landwirtschaftlich genutzte Flächen und deren Zustandsbetrachtung ab. Grundlage der Bewertung sind dabei die natürlichen Funktionen nach dem Bundesbodenschutzgesetz.

Im EU- Interreg III B-Alpenraum-Projekt TUSEC-IP wird ein Bewertungssystem für Böden in Stadtregionen des Alpenraumes entwickelt. Dort ist die Verbindung zwischen Bodenschutz und Raumplanung besonders wichtig, da der städtebauliche Erschließungsdruck auf diese Flächen sehr groß ist. Ein Verlegen der Nutzungen an die Peripherie der Städte ist im Alpenraum nicht möglich, da große Hangneigungen und die damit verbundene Lawinengefahr auf der einen und die Überflutungsgefahr in den Auen auf der anderen Seite dies verhindern. Das macht eine verstärkte Nutzung der Brachflächen erforderlich. Mittels Bodenbewertung ist die qualitative Einschätzung und damit die nachhaltige Nutzung dieser Flächen möglich.

2 Unterschiede vorhandener Bewertungssysteme

Die vorhandenen Bewertungssysteme sind sehr unterschiedlich: Zum einen können sie auf verschiedenen Datengrundlagen (pedologische Neukartierung, vorhandene pedologische Daten, Bodenschätzung etc.) basieren. Zum anderen kann das Ziel der Bewertung variieren. Meist stehen landwirtschaftliche, fiskalische oder planerische Fragen im Mittelpunkt. Je nach Ziel der Bewertung können die Bodenfunktionen unterschiedlich abgegrenzt und andere Schwerpunkte gesetzt werden. Entsprechend der Abgrenzung der Funktionen erfolgt eine jeweils andere Parameterauswahl und deren Verknüpfungen.

Die Datengrundlage beeinflusst zudem die Auswahl der Parameter sowie deren Verknüpfungen. Beispiele für unterschiedliche Bewertungsverfahren wurden u.a. von HOCHFELD et al. (2003) und GLA Bayern (2003) publiziert. Vergleiche zu verschiedenen Methoden wurden z. B. von Hochfeld (2004), AUBENDORF et al. (2003), BVB (2000) und HLOG (2004) zusammengestellt.

3 Das Projekt TUSEC-IP

Das Projekt TUSEC-IP (Techniques of Urban Soil Evaluation in City regions – Implementation in Planning procedures) beschäftigt sich mit Strategien zur nachhaltigen Stadtplanung im Alpenraum (www.tusec-ip.org). In das Projekt sind kommunale Partner der Stadt München, Reutlingen, Linz und Maribor integriert, die mit der Autonomen Provinz Bozen und dem Umweltamt in Wien, der Stadt Zürich sowie den Universitäten Innsbruck, Hohenheim und Turin eng zusammenarbeiten. Dies gewährleistet, dass die von den Universitäten entwickelte Bewertungsmethode auf die Wünsche und Möglichkeiten der umsetzenden Partner abgestimmt ist. Bedingt durch den Mangel an einheitlichen Datengrundlagen in den verschiedenen Kommunen wurden zwei Bewertungsmethoden entwickelt: Ein Verfahren, das sog. B-Level, arbeitet mit sekundären Eingangsdaten und liefert Aussagen im gröberen Maßstab. Für feinere Maßstäbe ist das sog. A-Level gut geeignet, da es parzellenscharfe Aussagen zur Funktionserfüllung der Böden liefert. Hierzu sind horizontbezogene Daten, die im Rahmen einer Bodenkartierung erhoben werden, erforderlich. Die Vorteile einer Neukartierung liegen nicht nur in der Parzellenschärfe der Aussagen. Sie liegen auch in der besseren Berücksichtigung der für Stadtböden typischen Heterogenität und den schnell und oft intensiv ablaufenden anthropogenen Veränderungen dieser Böden (LEHMANN, 2005 a u. b).

4 Methodik

Es wurden zunächst vorhandene Bewertungssysteme, die mit Daten aus Feldaufnahmen arbeiten, näher betrachtet. Dann erfolgte eine Auswahl der für urbane Böden geeigneten Methoden. Diese wurden getestet und Adaptionen, z.B. durch die Wahl von Klassengrenzen, vorgenommen. Ein Beispiel ist die Modifikation der in Baden-Württemberg und Bayern angewendeten Methode zur Bewertung der Funktion im Wasserkreislauf. Hier wird der Grundwasserneubildung und, über die Filterung während der Verweilzeit des Wassers im Boden, einer guten Qualität des Wassers Rechnung getragen. Zur Bewertung der Funktion als Puffer wurden die bestimmenden pedologischen Faktoren ermittelt und diese logisch miteinander verknüpft.

5 Implementierung

Das Ergebnis wird für jede Bodenteilfunktion separat ermittelt. Es handelt sich um einen Wert zwischen 1 und 5, wobei eine niedrige Zahl einen höheren Wert für die jeweilige Funktion bedeutet.

Zur Erleichterung der Umsetzung können die Ergebnisse kartographisch visualisiert werden. Als Beispiel ist das Ergebnis der Bodenbewertung für die Funktionserfüllung im Wasserkreislauf einer Testfläche in Baden-Württemberg in Abb. 1 dargestellt.

* Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310)
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart
s-david@uni-hohenheim.de

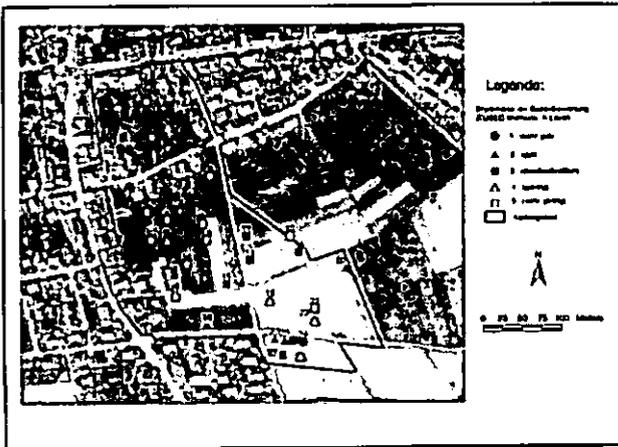


Abb. 1: Bewertung der Bodenteilfunktion „Bestandteil im Wasserkreislauf mittels TUSEC-Methode (A-Level) für eine Testfläche in Baden-Württemberg.

Die Abbildung zeigt, dass Böden mit für diese Funktion guten Bewertungsergebnissen im mittleren und im südlichen Teil der Fläche gehäuft auftreten. Die dort ausgebildeten Böden weisen ein hohes Wasserspeichungsvermögen und einen mittleren Durchlässigkeitsbeiwert auf. Auf eine Verdichtung und Versiegelung dieser Bereiche sollte verzichtet und vorzugsweise Grünflächen und Spielplätze eingerichtet werden.

Mit den Bewertungsergebnissen ist Bodenschutz realisierbar, da erst Kenntnisse zu qualitativ hochwertigen Flächen Überlegungen zu ihrem Schutz möglich machen. So können z.B. diese Bereiche im Bebauungsplan berücksichtigt werden. Nach HEINZE (2000) kann dies ein Verschieben von Nutzungen, die z.B. Verdichtung und Versiegelung bewirken, auf weniger hochwertige Flächen bedeuten. Je nach Stand der städtischen Planung, den Ergebnissen der Bewertung und der Größe der Fläche kann es zu einer Verlagerung der Nutzung innerhalb dieser oder auf andere Flächen erfolgen. HEINZE (2000) geht deshalb davon aus, dass die Bodenbewertung auch zur Ermittlung von Standortalternativen herangezogen werden kann. Deshalb sollte die Bodenbewertung vor dem Beschluss des Bebauungsplanes erfolgen.

6 Nutzen der Stadtplaner bei der Implementierung
Mit dem Bodenschutz wird nicht nur den gesetzlichen Forderungen stattgegeben. Die Städte können finanziellen Nutzen z. B. durch die optimale Nutzung von Brachflächen erzielen. Dies senkt Kosten, die für die Erschließung neuer Gebiete aufgewendet werden müssten. Positiv ist die damit einhergehende Reduzierung der Neuversiegelung. Die Einbeziehung lokaler Möglichkeiten zur Versickerung von Niederschlagswasser erlaubt die optimale Dimensionierung von Regenwasserrückhalteanlagen. Dies reduziert die Flächeninanspruchnahme und nicht zuletzt die Baukosten der Kommune.

Literatur

- AUBENDORF, M. et al. (2003): Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, der Gefahr der Entstehung schädlicher Bodenveränderungen sowie der Nutzungsfunktion „Rohstofflagerstätte“ nach BBodSchG.- Arbeitshefte Boden 2.
- BVB [Bundesverband Boden] (2000): Bodenschutz in der Bauleitplanung – vorsorgende Bewertung. Fachgruppe 3 “Bodenschutzplanung” des Bundesverbandes Boden, Berlin, in: BVB-Materialien Band 6.
- GLA Bayern [Geologisches Landesamt] & Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2003): Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren.
- HEINZE, A. (2000): Entwicklung und Erprobung eines Verfahrens zur Bodenbewertung und Überblick zum gegenwärtigen rechtlichen Stellenwert des Bodenschutzes. Dissertation Technische Universität Cottbus, 305 S.
- HLUG [Hessisches Landesamt für Geologie und Umwelt] & Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland Pfalz (Hrsg.) (2004): Projekt zur bodenfunktionsbezogenen Auswertung von Bodenschätzungsdaten in Hessen und Rheinland-Pfalz – Zwischenbericht 2004 (www.hlug.de/medien/boden/fisbo/bs/index.html)
- HOCHFELD, B. (2004): Bodenfunktionsbewertung.- Entwicklung eines Verfahrens zur planerischen Bewertung von Bodenfunktionen in Hamburg unter besonderer Berücksichtigung eines praxisnahen Vergleichs bestehender Methoden. Dissertation. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten. Band 54.
- HOCHFELD, B., A. GRÖNGRÖFT & G. MIEHLICH (2003): Großmaßstäbige Bodenfunktionsbewertung für Hamburger Böden. Verfahrensbeschreibung und Begründung.- Behörde für Umwelt und Gesundheit, Hamburg.
- LEHMANN, A. (2005a): Proposals for the Consideration of Urban Soils within the WRB.- Eurasian Soil Science Journal (in print)
- LEHMANN, A. (2005b): Bodenbewertung in Stadtregionen – das TUSEC-Manual.- In diesem Heft. www.tusec-ip.org

Kombination von Informationen aus Bodenkarten und Luftbildern mit dem Transferable Belief Model

E.S. Dobers¹, T. Stuczyński¹

Problemstellung

Für die Erstellung von digitalen Bodenkarten können verschiedene Datenquellen genutzt werden. Digitalisierte analoge Karten sind weitverbreitet. Diese können aber Fehler in unbekanntem Ausmaß enthalten, die in Alter, Datenverarbeitung und sich weiterentwickelnden Kartiermethodiken begründet sind. Für eine Überarbeitung dieser Karten lassen sich aktuellere Datenquellen nutzen (Fernerkundung, neue Bodendaten, etc.). Für diese Überarbeitung sind Algorithmen notwendig, die mehrere Datenquellen verarbeiten (Tso & Mater 2001, S.271) und gleichzeitig Aspekte der Skalierung der Eingangsdaten und der Verlässlichkeit der Datenquellen berücksichtigen können. Das Transferable Belief Model (TBM) (Smets & Kennes 1994) kann verschiedene Datenquellen-Verlässlichkeiten bei der Datenprozessierung explizit berücksichtigen.

Der Beitrag illustriert die Verwendung des TBM für die Verbesserung einer Bodentypen-Karte unter Verwendung historischer Karten und aktuellen klassifizierten und interpretierten Farbluftbild-Informationen.

Die Repräsentation von Informationen im Transferable Belief Model

Das TBM ist eine Interpretation der Dempster-Shafer-Theorie und repräsentiert das aktuelle Wissen über die Realität als eine Menge von möglichen Hypothesen – in diesem Fall mögliche Bodentypen. Herkömmliche analoge Karten oder deren digitalisierte Derivate haben für jeden Ort nur eine Hypothese: den in der Karte jeweils ausgewiesenen Bodentyp. Alle lokal möglichen Bodentypen stellen den *frame of discernment* (fod, Ω) dar, der auch die leere Menge für fehlendes Wissen enthält: $\Omega = \{Typ_1, Typ_2, \dots, Typ_n, \emptyset\}$. Die Stärke, mit der eine bestimmte Bodentyp-Hypothese angenommen wird, kommt im *mass of belief* (mob) im Intervall $[0,1]$ zum Ausdruck.

Herkömmliche, großmaßstäbliche analoge Bodenkarten haben an jedem Punkt nur jeweils einen Bodentyp als Information, so dass in diesem Beispiel $mob\{Typ_i\}=1.0$ gilt. Die Verlässlichkeit der Datenquelle wird als *reliability* (r) im Intervall $[0,1]$ integriert. Eigene Untersuchungen von polnischen Bodenkarten ergaben eine mittlere Polygon-Reinheit von 85% für Bodentypen (Dobers 2005). Demnach wäre für die ursprüngliche Bodentypenkarte an allen Orten $r=0.85$. Durch das *reliability discounting* im Vorfeld der Datenkombination im TBM werden alle mob mit r multipliziert. Die Differenz bis 1.0 (=Unwissenheit) wird im Anschluss der Hypothese zugeordnet, dass alle möglichen Bodentypen auftreten könnten, in diesem Fall also $mob\{\Omega\}=0.15$. Die Repräsentation einer Bodenkarte mit $r=0.85$ im TBM ergibt demnach $mob\{Typ_i\}=0.85$ und $mob\{\Omega\}=0.15$. Weitere Datenquellen mit Informationen zum Bodentyp können entsprechend abgebildet werden.

Ein Vorteil des TBM ist die Möglichkeit, dass an einzelnen Orten auch mehrere Hypothesen bzw. eine Menge mit mehreren Hypothesen unterstützt werden können. Bei der Interpretation von klassifizierten Reflexionsintensitäten eines Luftbildes kann zum Beispiel der Fall auftreten, dass verschiedene Bodentypen ähnliche Werte der Reflexion aufweisen, der Bearbeiter aber einer Hypothese etwas mehr Gewicht geben möchte. Dies könnte als $mob\{Typ_1\}=0.80$ und $mob\{Typ_2\}=0.20$ dargestellt werden und entspricht dem Konzept von *membership grades* in der Theorie von Fuzzy-Sets. Das *reliability discounting* mit $r=0.85$ ergibt: $mob\{Typ_1\}=0.68$, $mob\{Typ_2\}=0.17$ und $mob\{\Omega\}=0.15$. Bei der Luftbildinterpretation ist es aber in der Regel nicht möglich, verschiedenen Genesen von vergleichbaren Substraten nur aufgrund der Reflexionswerte zu unterscheiden, obwohl sich die Genese in der polnischen Bodentypen-Bezeichnung zum Teil widerspiegelt. Im Rahmen dieses Beitrages wäre das z.B. für 'black earth' und 'deluvial black earth' der Fall – in der deutschen Systematik zwei Humusgleye mit unterschiedlicher Substratgenese. Dies kann im TBM als $mob\{Typ_1, Typ_2\}$ repräsentiert werden, also ohne weitere Diskriminierung der zwei (oder mehr) Typen.

Die Kombination der mob von verschiedenen Datenquellen wird mittels *Dempster's rule of combination* durchgeführt, einer orthogonalen Multiplikation der mob . Die resultierende mob

¹ PROLAND – EU Centre of Excellence
Institute of Soil Science and Plant Cultivation
ul. Czartoryskich 8
PL – 24-100 Puławy (Polen)
eMail: edobers@gmx.de

wird der Hypothesen-Schnittmenge zugewiesen. Die *mob* der leeren Schnittmengen werden nach der Kombination aggregiert. Die weitere Vorgehensweise hängt davon ab, ob die *closed* oder die *open world assumption* vorliegt. Im ersten Fall wird unterstellt, dass der *fod* die Realität vollständig abbildet, d.h. für dieses Beispiel, dass alle Bodentypen bekannt sind. In diesem Fall dient die aggregierte leere Menge als Korrekturfaktor für die errechneten neuen *mob*, sodass die Summe alle *mob* für eine Ort wieder 1.0 ergibt. Im zweiten Fall, der *open world assumption*, erfolgt keine Korrektur der *mob*, sondern die leere Menge bleibt als neue Hypothese mit entsprechendem *mob* erhalten. Dies bedeutet, dass Unwissenheit aufgrund von Konflikten zwischen den verwendeten Datenquellen explizit abgebildet werden kann.

Fallbeispiel

Eine Bodenkarte (1:5.000) aus den 1960er Jahren und ein klassifiziertes und interpretiertes Farbluftbild vom 17.5.1997 wurden für ein periglazial geprägtes Gebiet in Südost Polen im TBM repräsentiert und kombiniert. Das Ziel war die Aktualisierung der Informationen zum Bodentyp. In der Bodenkarte (Abb.1, links) traten folgende Bodentypen auf: "podzolic and pseudopodzolic soils" (A), "typical brown earths" (Bw), "black earths" (D), "black earths developed from deluvial" (Dd), und "degraded black earths" (Dz).

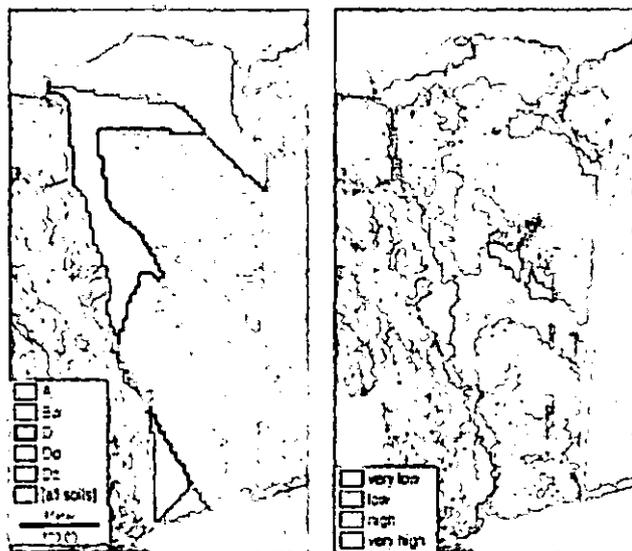


Abb.1: Karte der Bodentypen (links) und klassifizierte Luftbild-Reflexionen (rechts) für das Testgebiet (10ha)

Die Klassifizierung des Luftbildes erfolgte mit dem fuzzy *k*-means Algorithmus. Die vier erhaltenen Klassen wurden anhand von Trainingsdaten und Überlegungen entsprechend

Tab.1 in *mob* für verschiedene Hypothesen bzw. deren Kombination überführt. Die *reliabilities* wurden auf $r=0.85$ für die Bodenkarte und $r=0.95$ für die Luftbild-Interpretation gesetzt und die *closed world assumption* angenommen. Zusätzlich wurden die *mob* der Bodenkarte im Bereich von 15m von den Polygongrenzen reduziert.

Tab.1: Interpretation der Luftbild-Reflexionsklassen als Bodentypen und *mob* für das TBM

soil type	Klasse der Reflexionsintensität			
	very low	low	high	very high
A			0.70	0.20
Bw			0.20	0.80
D & Dd	0.90	0.30		
Dz	0.10	0.70	0.10	

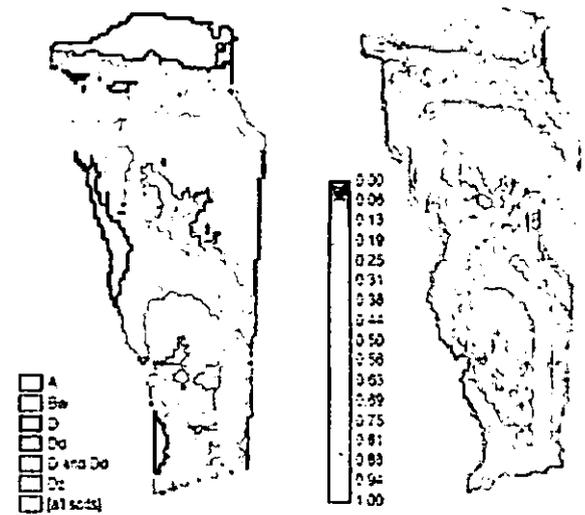


Abb.2: Karte der Bodentypen-Hypothesen (links) und maximale *mob* (rechts) für das Testgebiet (10ha)

Ergebnisse und Diskussion

Die Karte der Bodentypen-Hypothesen nach TBM-Kombination (Abb.2) zeigt Änderungen v.a. im zentralen Bw- und im westlichen D-Polygon, wo D, Dd oder Dz-Hypothesen bzw. A-Hypothesen neu auftreten. Validierungen haben diese neuen Bodentypen bestätigt. Das TBM liefert maximale *mob* als Metadaten für die dargestellten Hypothesen. Diese können als Verlässlichkeiten der Hypothesen interpretiert werden und erleichtern die effizientere Lenkung von Ressourcen für die weitere Überprüfung der Bodenkarte.

Literatur:

DOBERS (2005): Analysis and representation of uncertainty in digital soil maps in the Zyrzyn area (SE Poland). *Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych* (in print)
 SMETS & KENNES (1994): The transferable belief model. *Artificial Intelligence* 66: 191-234
 Tso & Mater (2001): Classification methods for remotely sensed data. Taylor & Francis: London, New York, 332 S.

Böden mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte im Grasland-Wald-Vegetationsmosaik der südbrasilianischen Araukarienwälder

Alexander Dümig, Patrick Beyerlein, Peter Schad, Heike Knicker, Ingrid Kögel-Knabner*

Einleitung und Zielsetzung

Von den subtropischen Araukarienwäldern (*Araucaria angustifolia*) in Südbrasilien sind infolge großflächiger Rodungen während der letzten Jahrhunderte nur noch geringe Reste innerhalb eines Mosaiks mit beweidetem Grasland übrig. Auf einen weiter zurückliegenden Vegetationswechsel von Grasland zu Wald weisen Pollenanalysen hin, wonach sich vor etwa 1000 Jahren bei Feuchterwerden des Klimas eine Ausbreitung von Wald auf den Grasländern vollzog^[1].

Das seit 1992 bestehende Waldschutzgebiet „Pró-Mata“ im Hochland des Bundesstaates Rio Grande do Sul wurde als Arbeitsgebiet ausgewählt, da sich durch den Ausschluss von Beweidung und Feuer auf Grasland eine vielgestaltige Sukzession von Sträuchern und Pionierbaumarten entwickelt hat, benachbart von exploitiertem Araukarienwald. Außerhalb des Schutzgebietes finden sich Weideland und *Pinus*-Plantagen. In der bisherigen Literatur wurden die Böden in „Pró-Mata“ überwiegend als Cambisole eingestuft^[2].

Diese Arbeit untersucht, ob das aktuelle Vegetationsmuster in Beziehung zu Bodeneigenschaften steht und Vegetationswechsel durch die ¹³C-Isotopensignatur der organischen Bodensubstanz wiedergegeben werden.

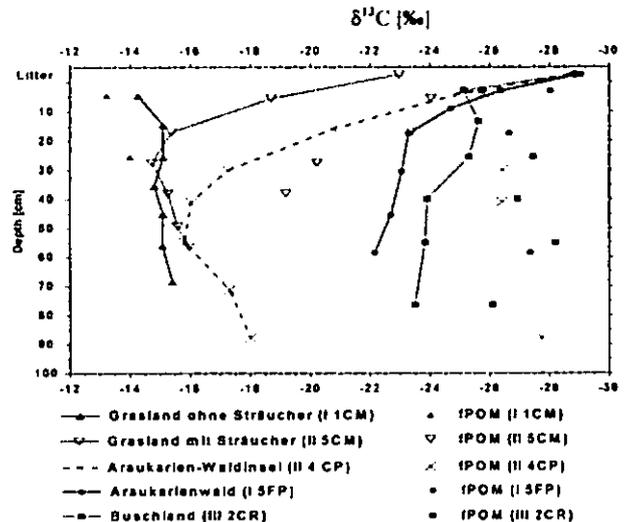
Material und Methoden

- **Standörtliche Beschreibung des Arbeitsgebietes „Pró-Mata“:**
 - 29° 28' - 29° S, 50° 10' - 13' W
 - 900 bis 950 m über NN
 - immerfeucht-gemäßigtes Klima
 - mittlere Jahresniederschläge: 2500 mm
 - Jahresmitteltemperatur: 14,5° C
 - 92 Nebeltage/J., rel. Luftfeuchte 86%
 - Ausgangsgestein: Rhyodazit

- **Beschreibung und Beprobung von 26 Profilen mit unterschiedlicher Vegetation:**
 - 4 x Grasland mit und 4 x ohne Sträucher
 - 2 x Weideland
 - 10 x Araukarienwald
 - 2 x Araukarien-Waldinseln inmitten von Grasland
 - 2 x Buschland
 - 2 x Plantagen von *Pinus taeda* und *P. elliottii*
- **Physikalische und chemische Analysen:**
 - Lagerungsdichte, Textur, pH_{aqua}, C_{org}- und N_T-Gehalte, Basenkationen, KAK_{pot} (NH₄-Acetat), austauschbare Säurekationen (KCl), Phosphat-Retention, dithionit- und oxalat-lösliche Fe- und Al-Oxide
 - Dichtefraktionierung mit Na-Polywolframat (ρ = 1,6) um das freie partikuläre organische Material (fPOM) vom Gesamtboden zu trennen
 - ¹³C-Isotopensignatur von organischen Auflagen, fPOM-freien Gesamtböden, fPOMs und Pflanzenproben

Ergebnisse

- **δ¹³C-Isotopenverhältnisse**
 - Pflanzenproben:
 - Gras-Mischproben (2): -12,9 bis -12,3 ‰
 - Sträucher (6): -29,4 bis -28,2 ‰ (Blatt/Holz)
 - Laubbäume (17): -34,4 bis -28,2 ‰ (Blatt/Holz)
 - Araucaria angustifolia* (2): -26,5 ‰ (Nadel)
 - Organische Auflagen, fPOM-freie Gesamtböden und fPOMs:



Die δ¹³C-Isotopenverhältnisse der untersuchten Profile unter Araukarienwald und Buschland

* Lehrstuhl für Bodenkunde, Department für Ökologie, Technische Universität München, Freising-Weihenstephan, duemig@wzw.tum.de

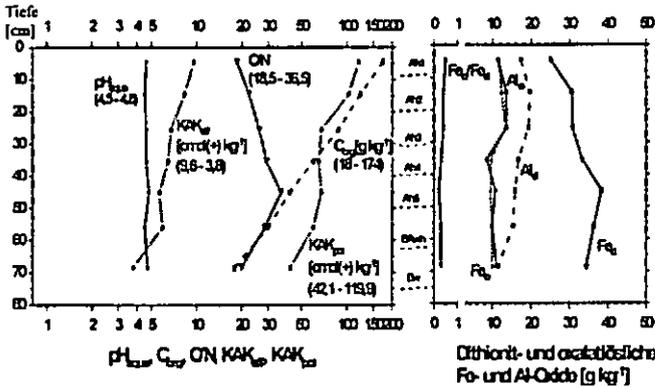
liegen mit -26,4 bis -22,2 ‰ deutlich niedriger als die der Graslandprofile mit -18,7 bis -14,3 ‰. Weiterhin belegen die großen Unterschiede zwischen dem „jungen“ freien partikulären organischen Material (fPOM) und der Gesamtböden das inselartige Entstehen von Wald (II 4 CP) auf Grasland und das Verbuschen von Graslandflächen (II 5CM).

• **Eigenschaften der 26 Bodenprofile:**

Das herausragende Merkmal der untersuchten Böden sind tiefschwarze, saure, z. T. holzkohlehaltige und sehr humusreiche Oberböden mit hoher Phosphat-Retention (Grasland: 89 - 99 %, Wald: 66 - 98 %). Sie weisen einen hohen Tongehalt (50 - 60 %) und einen Mineralbestand aus überwiegend Quarz, Kaolinit, Gibbsit und sekundären Chloriten auf. Die Lagerungsdichten sind mit 0,3 - 0,8 g cm⁻³ im Oberboden und 0,6 - 1,3 g cm⁻³ im Unterboden extrem niedrig.

• **Eigenschaften repräsentativer Bodenprofile:**

Grasland ohne Sträucher (I 1CM)



Ah1 - 5:

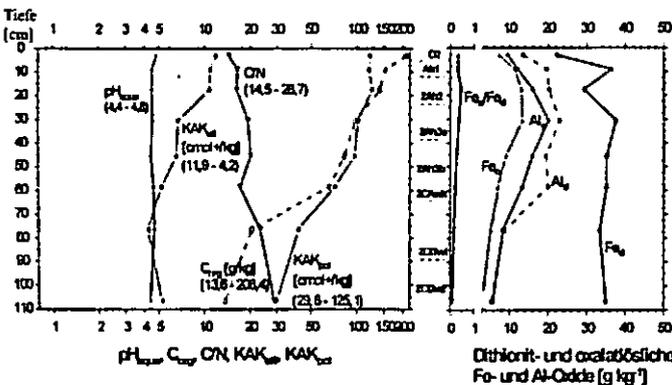
- Al_{ox} + 0,5 Fe_{ox}: 1,6 - 2 %
- LD: 0,5 - 0,8 g cm⁻³
- Phosphat-Retention: 94 - 98 %
- BS: 4,7 - 15,8 %
- Bodenfarbe: feucht: 7,5 YR 2/0 trocken: 7,5 YR 2/0 und 10 YR 3/0



Umbrisol (WRB)

- Kriterien für umbric horizons^[3]:
- BS: < 50 %
 - C_{org}-Gehalt: > 0,6 %
 - Bodenfarbe: chroma < 3,5 feucht) value < 3,5 (feucht) value < 5,5 (trocken)

Araukarienwald (I 5FP)



- 2Ah2 - 2Ah3:
- Al_{ox} + 0,5 Fe_{ox}: 2 - 2,7 %
- LD: 0,4 - 0,5 g cm⁻³
- Phosphat-Retention: 97 - 98 %
- Mächtigkeit: 41 cm
- C_{org}-Gehalt: 8,3 - 14%



Andosol (WRB)

- Kriterien für andic horizons^[3]:
- LD: ≤ 0,9 g cm⁻³
 - Phosphat-Retention: ≥ 85 %
 - Al_{ox} + 0,5 Fe_{ox}: ≥ 2 %
 - Mächtigkeit: ≥ 30 cm
 - C_{org}-Gehalt: < 20 %

Schlussfolgerungen

Die δ¹³C-Isotopenverhältnisse zeigen, dass die untersuchten aktuellen Graslandflächen stets Grasland waren. Ferner hat sich die Araukarien-Waldinsel auf Grasland etabliert und stellt somit nicht den verbliebenen Rest einer ehemals größeren Waldfläche dar. Das Buschland entwickelte sich ebenso auf Grasland, welches jedoch durch Rodung von Araukarienwald entstanden ist.

Von 14 bereits klassifizierten Bodenprofilen sind 10 Andosole und 4 Umbrisole (WRB). Letztere verfügen über keinen andic horizon aufgrund zu geringer Gehalte an oxalatlöslichen Fe- und Al-Oxiden. Es besteht keine Beziehung zwischen Vegetationstyp und den Eigenschaften von andic bzw. umbric horizons.

Die untersuchten Böden unterscheiden sich nur gering in ihren Eigenschaften, weshalb auch die analysierten Bodenparameter vermutlich nicht für das aktuelle Vegetationsmuster und die Vegetationsdynamik verantwortlich sind.

Literatur

- [1] Behling, H., Bauermann, S. G., Neves, P. C. (2001): Holocene environmental changes in the São Francisco de Paula region, southern Brazil. *Journal of South American Earth Sciences* 14, 631-639.
- [2] Bertoletti, J. J., Teixeira, M. B. (1995): Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata. Termo de Referência. In: *Divulgações do Museu de Ciências e Tecnologia UBEA/PUCRS* Nr. 2, 1-47, Porto Alegre.
- [3] IUSS WORKING GROUP REFERENCE BASE (2005): World Reference Base for Soil Resources. 2nd edition, unpublished draft.

Danksagung

Die Autoren danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Ko1035/24-1). Ferner danken wir der Pontificia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) und der Universität Tübingen für die Möglichkeit unser Projekt im Centro de Pesquisas e Conservação da Natureza Pró-Mata (CPCN) durchzuführen. Zudem gilt unser Dank dem Department of Ecology der Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) für die gute Kooperation.

Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore: Bereitstellen charakteristischer Leitprofile

Holger Fell, Michael Zauft, Jutta Zeitz

Zusammenfassung

Ziel des von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), Hannover, geförderten Forschungsvorhabens war es, charakteristische, flächenrepräsentative Leitprofile der Moore bereitzustellen. In diesem Zuge wurden grosse Datenmengen zu den Mooren Deutschlands in den entsprechenden Institutionen der Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Nord-Rhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt und Bayern recherchiert. Insgesamt konnte ein Datenpool von mehr als 16.000 Moorbodenprofilen zusammengestellt werden. Unterschiedliche Datenprozessierungsschritte waren notwendig, um einen im Hinblick auf den Detaillierungsgrad und die Datenqualität homogenen Datenpool als Ausgangspunkt für die weitere Datenanalyse zu erhalten.

Ein Satz von mehr als 50 Moorbodenleitprofilen, hinterlegt mit entsprechenden chemischen und physikalischen Kennwerten konnte aus diesem abgeleitet werden. Das auf einfach zu ermittelnden Standorteigenschaften wie Moormächtigkeit und unterlagerndem Substrat basierende modulare Konzept vereinfacht die Anwendung der Ergebnisse in der bodenkundlichen Praxis.

Datenaufbereitung

Verschiedene Datenprozessierungsschritte waren zur Erstellung eines homogenen Datenpools notwendig. Hierunter fallen die Rohdaten-Qualitätssicherung, die Datenmigration in das relationale Ziel-DBS, die Überführung in die KA4 (KNEIB, 1998) und die Datengeneralisierung zur weiteren Vereinheitlichung. Mit Hinblick auf die enormen Datenmengen wurden diese Arbeitsschritte in Form von JAVA-Routinen DV-technisch implementiert.

Datenauswertung

Auf Basis des vorprozessierten Datenbestandes wurden charakteristischer Moorbodenprofile mit statistischen Methoden unter Berücksichtigung des hydrologisch-genetischen Moortyps (HGMT) (SUCCOW 2001), der Moormächtigkeit und pedogenetischer Prozesse abgeleitet. Mit dem Ziel der späteren bodenphysikalischen und -chemischen Kennzeichnung auf Basis von Substrat-Horizont-Kombinationen (BAURIEGEL 2004, DEHNER 2001) wurden nur solche Datensätze in die Auswertung mit einbezogen.

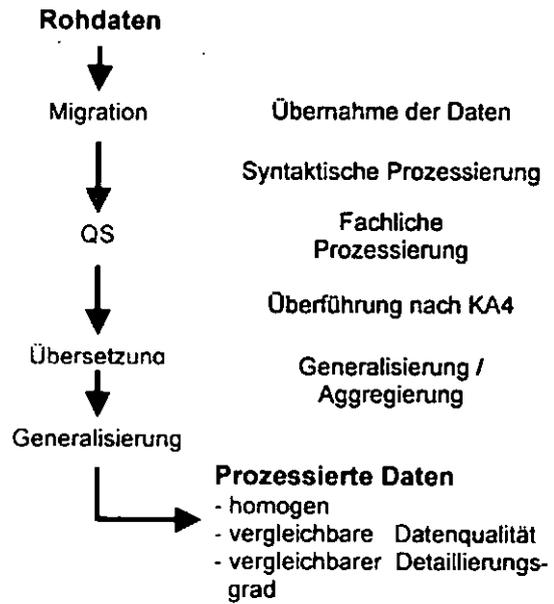


Abbildung 1: Vorbereitende Datenprozessierung

die über eine Horizont- und Substratkennzeichnung verfügen. Die Ergebnisse aus diesen Untersuchungen wurden in Tabellenwerken (Abbildung 2) tiefenabhängiger Substrat-Horizont-Kombinationen unterschiedlicher hydrologischer Moortypen zusammengefasst.

Tiefe (dm)	F/F'	HaInHa'	HaInHt'	HaInHa'	HaInHm'	HaInHmp	HmpInHt'	HmpInHt''
1	0	0	0	0	22,14	58,57	0	0
2	0	5,19	0	5,19	22,08	58,44	0	0
3	0	11,39	2,53	11,39	12,66		0	0
4	5,63	25,35	7,04	9,86	11,27	0	7,04	0
5	13,64	12,12	4,55	4,55	0	0	16,67	3,03
6	13,11	11,48	0	3,28	0	0	14,75	6,58
7	15,22	6,52	2,17	2,17	0	0	19,57	8,7
8	19,51	7,32	2,44	2,44	0	0	14,63	9,76
9	18,42	2,63	0	0	0	0	10,53	10,53
10	25	3,12	0	0	0	0	6,25	12,5
11	26,92	3,85	0	0	0	0	7,69	11,54
12	30	0	0	0	0	0	10	20

0-5	5-10	10-20	20-30	30-40	40-50	>50	(%)
-----	------	-------	-------	-------	-------	-----	-----

Abbildung 2: Tiefenabhängige Häufigkeitsverteilung verschiedener SHK [degradiertes Versumpfungsmoor]

Ergebnisse

Im Rahmen des Forschungsvorhabens konnten Leitprofile der Moore für die hydrogenetischen Moortypen Regen- bzw. Hochmoor, Durchströmungsmoor, Verlandungsmoor und Versumpfungsmoor sowie teilweise auch für Auen-Überflutungsmoore abgeleitet werden. Diese repräsentieren einen flächenmäßigen Anteil von mehr als 90% der Moore in Deutschland. Leitprofile für Küstenüberflutungsmoore sowie die kleinräumigen Strukturen der Kessel- und Quellmoore genauso wie für Übergangsmoore konnten mangels ausreichender Datenbasis nicht ermittelt werden. Übergreifend muss festgehalten werden, dass die bodenkundlichen

Datenbestände zu den Mooren in Deutschland nur bedingt geeignet sind, Leitprofile auf KA4 Niveau bereitzustellen. Dies liegt einerseits an der teilweise sehr geringen Datenmenge und andererseits in der Bodenansprache selbst begründet. Die Leitprofile für die Niedermoores wurden deshalb nahezu vollständig aus den Datenbeständen von Mecklenburg-Vorpommern und dem HU-Moorarchiv (Brandenburg) abgeleitet. Die Ergebnisse für die Hochmoore wurden im Wesentlichen auf Basis der Daten aus Schleswig-Holstein und Niedersachsen erzielt. Sowohl für die Niedermoores als auch für die Hochmoore konnten keine Daten aus den mittel- und süddeutschen Ländern in die Auswertungen mit einbezogen werden.

Beispielhaft sind charakteristische Moorbodenprofile der HGMT Durchströmungsmoor und Verlandungsmoor in den folgenden beiden Abbildungen dargestellt.

Bodenform HNv:og-Hn			
Schurfe 417			
Tiefe [dm]	Horizont	Substrat	ZG
1	nHv	Hav	
2			
3	nHa	Haa	7 - 8
4	nHt	Hnr	5 - 6
5			
6			
7			
8	nHt	Hnr	3 - 4
9			
10	nHr	Hnr	3 - 4
11			
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			

Abbildung 3: Durchströmungsmoor

Schlussfolgerungen

Erstmals konnten für große Teile Deutschlands flächenrepräsentative Leitprofile der Moore mit dazugehörigen Bodenkennwerten bereitgestellt werden. Die Ergebnisse des Forschungsvorhabens belegen eine durch den HGMT bedingte inhaltliche Ausstattung der Moore. Der HGMT ist somit ideal dazu geeignet, die gewonnenen Erkenntnisse z.B. im Rahmen bodenkundlicher Kartierungen in die Fläche zu übertragen. Die Auswertung der Daten zeigt außerdem, dass erhebliche Schwierigkeiten bei der Ansprache pedogenetisch veränderter Moorböden bestehen. Eine bundesweit standardisierte Methodik für eine makromorphologische Ansprache dieser

Bodenform HNv:og-Hn/og-F			
Schurfe 23			
Tiefe [dm]	Horizont	Substrat	ZG
1	nHv	Hav	
2			
3	nHa	Haa	
4			
5	nHt	Hnr	3-4
6	F	F	
7			
8			
9			
10			
11	Gr	s	
12			
13			
14			
15			
16			
17			
18			
19			
20			

Abbildung 4: Verlandungsmoor

Moorböden kann somit die Qualität und Vergleichbarkeit der erhobenen Daten erheblich verbessern helfen.

Literatur

BAURIEGEL, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten – Am Beispiel der Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000. Diss. Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre

DEHNER, U., HARTMANN, K.-J., GEHRT, E., KRUG, D. (2001): Zur Hinterlegung der Bodenübersichtskarte 1:200.000 (BÜK 200) mit bodenkundlichen Flächendatensätzen. Zeitschrift für angewandte Geologie, Bd. 47, pp. 121-126.

KNEIB, D. (1998): Vergleich von Daten der KA3 – KA4 – FAO im Hinblick auf deren Nutzung für die Erstellung von nationalen und internationalen Bodenkarten. 161 S., Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

SUCCOW (2001): Landschaftsökologische Moorkunde. 622 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

ZEITZ, J. und KOHN, D. (2000): Erarbeitung einer Methode zur Verwendung von Altdaten der Moore für die Kennzeichnung von Flächenbodenformen. Arch. Ackerpfl. Boden., Vol. 47, pp. 223-238.

ZEITZ, J. (2001): Physikalisch – hydrologische Kennzeichnung. In SUCCOW (2001): Landschaftsökologische Moorkunde, Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp. 85 -92.

Danksagung:

Dieses Projekt wurde im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover durchgeführt und finanziell gefördert.

Böden eines forstwirtschaftlich genutzten heutigen Trockentals als Zeugen des frühen Ruhrbergbaus im Essener Süden

Mathias Friedrich *,
Karoline Säger, Silke Höke

Einleitung

Der Essener Süden wird als eine der „Wiegen des Ruhrkohlebergbaus“ angesehen. Bergbau von Kohle und Erz ziehen, auch bei den frühen Abbauvarianten, erhebliche Verlagerungen von Boden und Abraum nach sich. Der Transport über alte Wege führt dabei zu einem linienhaften Auftrag von Erz-/Kohlematerial.

Der im Untersuchungsgebiet verbreitete Lößlehm führte in Verbindung mit der hohen Reliefenergie zu Wassererosion und Massenversatz am Hang. Die Folge ist eine Konservierung alter Oberflächen unter Kolluvialhorizonten.

Die Arbeit ist ein Versuch anhand von beispielhaften Vollprofilen die alten Oberflächen zu bestimmen und, soweit möglich, zeitlich zuzuordnen.

Untersuchungsgebiet

Die „Dodelle“ mit ihren Nebentälern (TK 25, Blatt 45-/4608, Essen, Werden/Fischlaken) liegt südlich des Baldeneysees und ist heute ein Trockental (Karte 1).

Das stark reliefierte Gebiet mit Hangneigungen bis etwa 30° und einem durchschnittlichen Gefälle von ca. 10% steht heute unter forstlicher Nutzung.

Die Fläche hat in früherer Zeit als Hutweide und im und nach dem zweiten Weltkrieg teilweise als Grabeland gedient.

Historische Karten zeigen den unteren Talabschnitt als Bachlauf.

Geologie

Das Quartär besteht aus Schichten der unteren Mittelterrasse, der Niederterrasse, ca. 2m - 10m mächtigen Lagen aus jüngerem

Löß, Auenablagerungen, sowie Ablagerungen aus den Nebentälern der Ruhr.

Daneben bilden Schichten des flözführenden Oberkarbons (Ton-, Silt- und Sandsteine) unter den vorwiegend lößüberdeckten Bereichen einen Teil des Ausgangssubstrats zur Bodenbildung.

Historie

➤ Funde von alt- und jungsteinzeitlichen Feuersteinartefakten

➤ 796-838 urkundliche Belege über Schenkungen an die Abtei zu Werden der Höfe Viehausen, Pörting und Harnscheid

➤ Frühester Bergbau: Auflesen der Kohle und kleine Grabungen an austreichenden Flözen.

➤ 1506/1508 erste schriftliche Belege über den Kohle-Zehnten in der Abtei zu Werden. Bis ca. 1750 schwankende, jedoch erwähnenswerte Produktion.

➤ Aufschwung in der 2. Hälfte des 18. Jhd, „Grundsteinlegungen“ für diverse Großzechen im Werdenschen.

➤ 1770-1780 herrscht „Goldgräberfieber“ im Werdenschen.

➤ Im Untersuchungsgebiet (Dodelle und ihr direktes Umfeld) streichen Flöze (Karte 1) aus und sind konkrete Überreste des Bergbaus (Pinge, Halde) zu finden.

➤ Bis ca. 1952 Nutzung als Weide- bzw. Grabeland

➤ Ab dem 20. Jhd rückläufige Entwicklung des Kohlebergbaus

➤ Heute Naherholungsgebiete

Material und Methoden

Profilsprache: *AG-Boden (1994)*

Korngrößen: *ISO11277 (06.96)*

pH-Wert: *CaCl₂, ISO103390 (07.93)*

C/N/S-Gehalt: *C/N/S-Analysator, EuroEA*

Schwermetalle: *ISO11466 (03.95), AAS*

Spez. magn. Suszept. [χ]: *Forgenta MA 5000*

Erste Ergebnisse

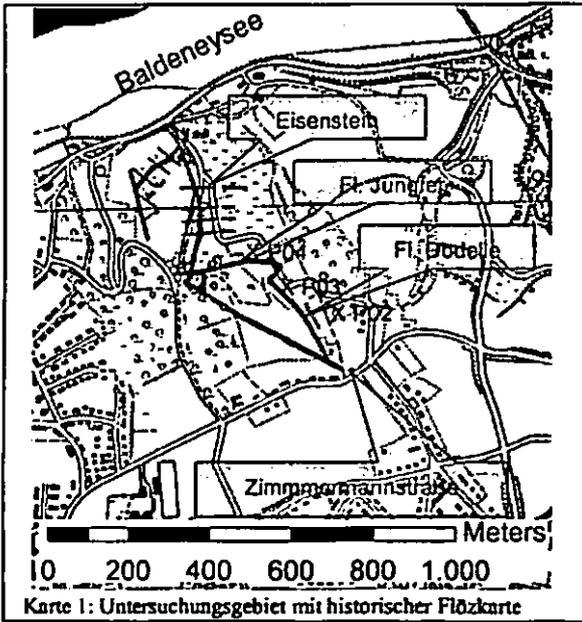
Horizontfolgen der Profile P02, P03, P04:

P02: rAp/ Bv-Cv/ Cv

P03: Ah/ jC o. M1/ rAh/ jC/ jC o. M2/ M1/ M2/ M3/ M4/ Cv

P04: Ah1/ Ah2/ jC o. M1/ jC o. M2/ jC o. M3/ jC o. M4/ jC o. M5/ M1/ M2/ fhH/ Cv

* mathias.friedrich@uni-essen.de, Angewandte Bodenkunde, Universität Duisburg-Essen



➤ In P02 ist ein rAp erkennbar. Der heutige Grünlandstandort war früher Grabeland, dies lassen auch die χ -Werte erkennen. Die geringe Mächtigkeit des Lösslehms weist den Bereich als Teil des Erosionsquellgebietes aus (Diagramm 1).

➤ In P03 sind mindestens 2 Phasen des Bergbaus zu erkennen. Die anthropogene Beeinflussung zeigt sich besonders durch hohe Kohle- und Abraumanteile in den Horizonten jC/M1, jC, jC/M2 (Diagramm 2).

➤ Darunter liegen mächtige Kolluvien die sich mit Horizonten aus P04 (jC/M2-jC/M4) korrelieren lassen.

➤ In P04 findet man bis ca. 64cm anthropogene Artefakte. Das Bodenpaket bis einschl. jC/M4 kann aufgrund der Funde (z.B. Medizinflasche ca. 1920) nicht älter als ± 80 Jahre sein. Diese Artefakte können durch Wegebau, durch Hangfließen oder durch Einbettung in situ dorthin gelangt sein. Die keilförmige Ausbildung der Horizonte > 64cm deuten auf einen Massenversatz von den seitlichen Hängen hin.

➤ Im jC/M5 finden sich Hinweise auf Bergbautätigkeit (Kohle). Durch den Schwefel der Kohle ist der Boden bis in die Tiefe stark versauert. Dies hat eine hohe z.B. Cd-Mobilität zur Folge. Vor allem im M1-Horizont, mit einem pH > 4, reichert sich das Cd verstärkt an. Die hohen Zn- und Fe-Werte unter dem fnH sind durch eine Eisenerzader bedingt (Karte 1).

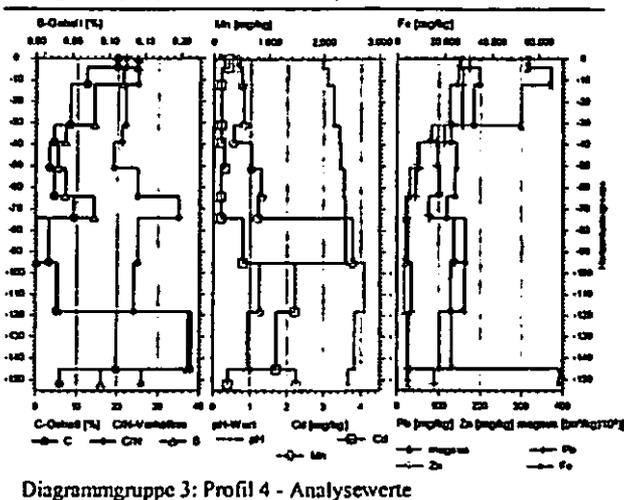
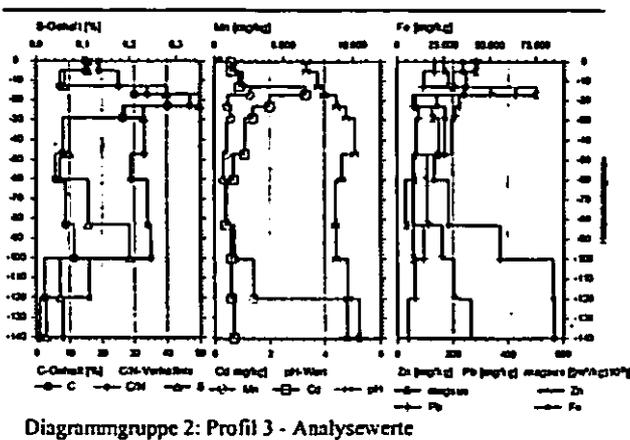
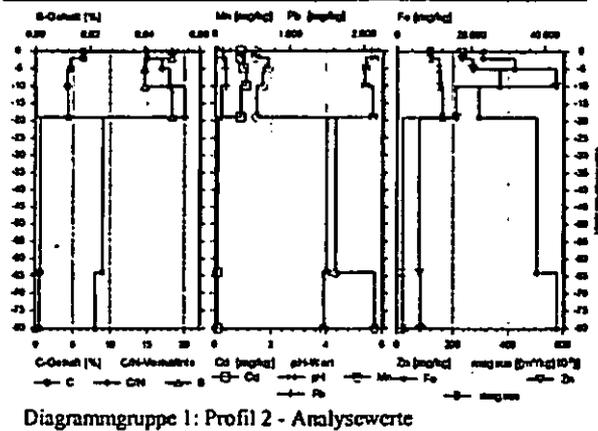
➤ In allen Profilen ist die Bodenbildung stark anthropogen beeinflusst. Durch die hohe Reliefenergie sind starke Substratumlagerungen erkennbar.

Literatur:

Heinrichs, R. (1991): Streifzüge durch die Erzreviere des Ruhrgebietes und des Niederbergischen Landes, Zimmermann, E. (1999): Schwarzes Gold im Ruhrgebiet, Fischer, L. (2000): Fischlaken, Kleinod am Baldeneysee

Danksagung:

Wir danken Thyssen/Krupp, dem Ruhrverband und Dr. Silke Höke für ihre Geduld



Zur Rubefizierung jungquartärer Böden und Bodensedimente auf den Balearen (Ibiza, Mallorca, Menorca)

K. Füllner¹, A. Skowronek² & N. Günster³

1. Einleitung

Das pedogene Erscheinungsbild mediterraner Landschaften wird durch ein Nebeneinander von roten und braunen Böden geprägt. Bisher werden die rubefizierten (roten) Böden i.d.R. als alte (meist tertiäre) reliktsche Paläoböden oder als rote Bodensedimente gedeutet, die unter warm-feuchten (oft tropischen) Klimabedingungen entstanden sind. Des Weiteren wird ihnen eine sehr lange Bodenbildungsdauer (bis einige Ma Jahre) zugeschrieben. Die braunen Böden werden als rezente (holozäne) Bildungen gedeutet.

Ursächlich ist die Rubefizierung hauptsächlich auf Hämatit zurückzuführen. Als Eisenquelle dienen dabei vorwiegend carbonathaltige Substrate. Durch die Verwitterung der Carbonate wird das Eisen freigesetzt und Hämatit kann entstehen. Daher wird die Rubefizierung auch als „Entkalkungsrötung“ bezeichnet (MEYER 1979).

2. Fragestellung

Unter der Annahme, dass das Klima des Mediterranraums seit dem Eem durch Wechselfeuchte charakterisiert wird (YAALON 1997), müssen seit dieser Zeit für die Hämatitbildung günstige Bedingungen geherrscht haben (Wechselfeuchte, möglichst in Kombination mit einem neutralen pH-Wert und dem Fehlen organischer Substanz).

Vor diesem Hintergrund stellen sich folgende Fragen:

- a) Warum lassen sich bei Böden gleichen Alters (eemzeitlich) trotzdem unterschiedliche Rötungsgrade erkennen?
- b) Warum scheint gegenwärtig im Mediterranraum keine Bildung roter Böden stattzufinden?

¹ ICG III: Phytosphäre, Forschungszentrum Jülich, 52425 Jülich, k.fuellner@fz-juelich.de

² Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

³ Europäischer Tier- und Naturschutz e.V., Glückstraße 2, 53115 Bonn

3. Methoden

Insgesamt wurden 43 Bodenproben aus 19 Profilen jungquartärer Böden der Inseln Mallorca, Menorca und Ibiza beprobt. Neben konventionellen bodenmineralogischen und -chemischen Untersuchungen (z.B. Körnungsanalyse und Bestimmung des CaCO₃-Gehalts) wurde insbesondere auf die Untersuchung der verschiedenen Eisenanteile (Fe_o, Fe_d, Fe_t) Wert gelegt. Auch wurde mit Hilfe der Mössbauer-Spektroskopie eine Quantifizierung der kristallinen Eisenoxide Hämatit und Goethit durchgeführt.

4. Ergebnisse

Die Untersuchungen haben gezeigt, dass die eemzeitlichen Böden durchschnittlich einen höheren Rötungsgrad aufweisen als die holozänen Böden. Dieser korreliert sowohl mit einem durchschnittlich höheren Hämatitgehalt als auch mit einem geringeren CaCO₃-Gehalt sowie einer intensiveren Verwitterung. Allerdings ist auffällig, dass dies nicht für alle eemzeitlichen Böden gilt. So zeigen einige dieser Böden trotz hohen Hämatit/Goethit-Verhältnisses ein lediglich geringes Redness Rating bzw. umgekehrt (vgl. Abb.1).

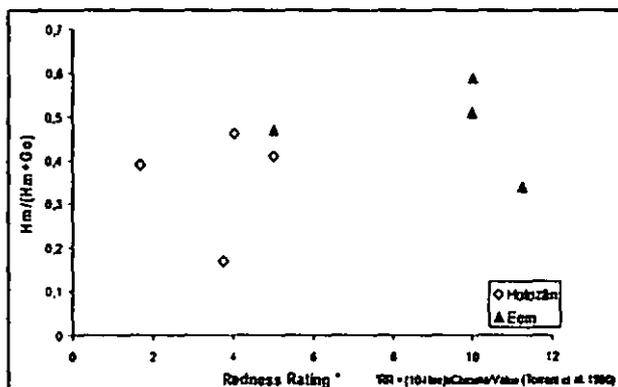


Abb. 1: Hämatit - Ursache der Rubefizierung

Für die CaCO₃-Gehalte gilt ähnliches. Auch hier weisen einige eemzeitliche wie holozäne Böden trotz geringer CaCO₃-Gehalte lediglich ein geringes Redness Rating auf (vgl. Abb. 2). Außerdem zeigt sich, dass der Grad der Rötung und Verwitterung nicht zwangsläufig das Alter der Böden widerspiegeln muss. So finden sich einige eemzeitliche Böden, die genauso schwach entwickelt sind wie die rezenten und ebenfalls nur eine rötlich-braune Färbung aufweisen. Noch deutlicher wird das Fehlen einer Korrelation zwischen Rötungs-

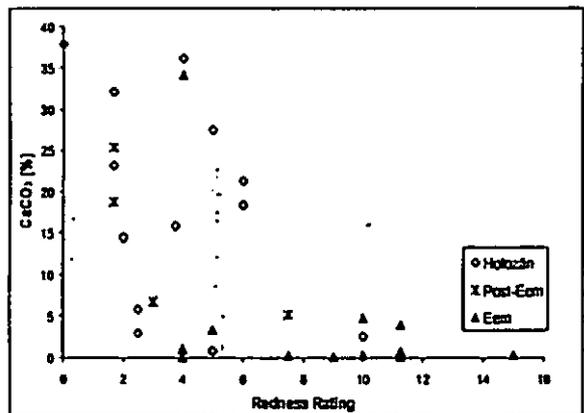


Abb. 2: Entkalkung als Rubefizierungsprozess

grad und Verwitterung, wenn man die Redness Ratings jeweils innerhalb der Bereiche < 8 und > 8 vergleicht. Auch hier lässt sich kein Zusammenhang zwischen Verwitterungsgrad und Intensität der Rubefizierung erkennen (vgl. Abb. 3).

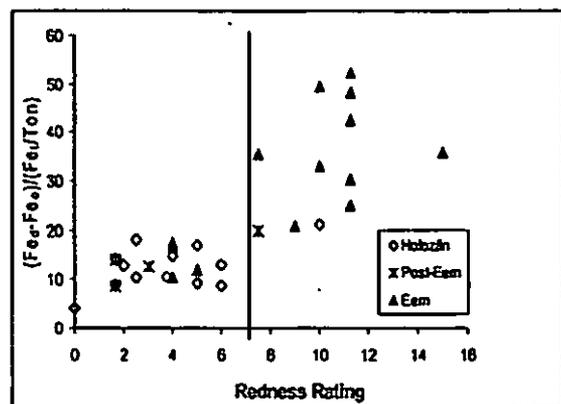


Abb. 3: Verwitterung als Rubefizierungsprozess

5. Diskussion

Aus den vorgestellten Ergebnissen lässt sich ableiten, dass die herkömmlichen Theorien zur Rubefizierung im Mediterranraum überdacht werden müssen. Der Grad der Entkalkung oder das Alter bzw. der Verwitterungsgrad der Böden können nicht alleinige Ursache der unterschiedlichen Rubefizierung der eemzeitlichen Böden sein. Auch eine lokal begünstigte Hämatitbildung sowie ausschließlich allochthone Komponenten (z.B. äolischer Eintrag) können nicht allein für diese Differenzen verantwortlich sein. Der hier neu entwickelte Ansatz vertritt die These, dass für die rubefizierten eemzeitlichen Böden jeweils polygenetische Entstehungen zugrunde liegen. Dies bedeutet, dass neben einer ausgeprägten Wechselfeuchte zur Rubefizierung auch der Wechsel von Boden-

bildung und (partieller) Abtragung gefolgt von erneut einsetzender Pedogenese (polygenetische Bildung) gegeben sein muss. Eine intensiv rote Färbung würde daher bedeuten, dass diese „eemzeitlichen“ Böden mehrere polygenetische Phasen erfahren haben (evtl. sogar noch bis in die MIS 3 hinein). Eine rötlich-braune Färbung würde dementsprechend auf lediglich eine polygenetische Phase hindeuten. Die braune Farbe der rezenten Böden im Mediterranraum ist somit dadurch zu erklären, dass hier zwar die klimatischen Rahmenbedingungen zur Hämatitbildung gegeben sind, eine polygenetische Bildung jedoch noch nicht stattgefunden hat.

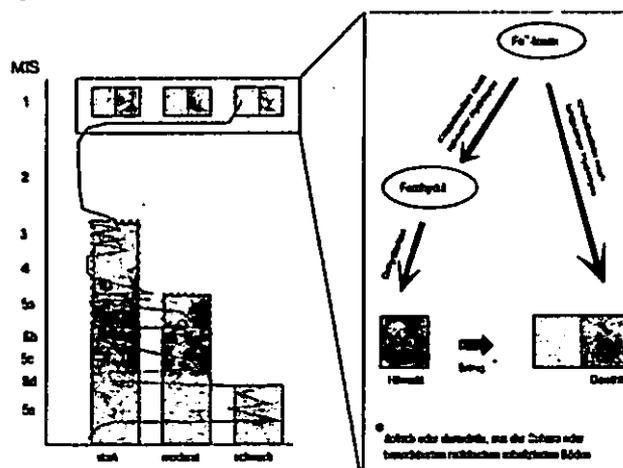


Abb. 4: Verwitterungs- und Rubefizierungsgrad jungquartärer Böden in Abhängigkeit von ihrer (polygenetischen) Bildung

6. Fazit

Es lässt sich festhalten, dass die Rubefizierung unabhängig vom Alter und Entwicklungsgrad der einzelnen Böden ist. Bei für Hämatitbildung geeignetem Bildungsmilieu ist letztendlich allein die Häufigkeit der die Böden beeinflussenden sekundären klimatischen Oszillationen entscheidend.

7. Literatur

MEYER, B. (1979): Die Entcarbonatisierungsrötung als bodengenetischer Teilprozess. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 29: 705-708.
 TORRENT, J. et al. (1980): Iron oxide mineralogy of some soils of two river terrace sequences in Spain. Geoderma 23: 191-208.
 YAALON, D.H. (1997): Soils in the Mediterranean region: what makes them different? Catena 28: 157-169.

Zwischen Wissenschaft und Praxis – Probleme bei der Entwicklung einer bundesweiten, forstlichen Substratgliederung

Jürgen Gauer

Waldböden sind komplexe Gebilde, deren Eigenschaften aus einer Fülle unterschiedlicher Bildungsprozesse und Ausgangsmaterialien herrühren. Diese können durch die Kombination einer Fülle von Merkmalen beschrieben und klassifiziert werden.

Demgegenüber stehen Anwender aus der forstlichen Praxis, die nur dann wirklich bereit sind, bei Ihrer täglichen Arbeit die Ergebnisse der Standortkartierung einzubeziehen – unter der Restriktion größer werdender Organisationseinheiten und abnehmender Finanzmittel –, wenn diese in einer übersichtlichen Anzahl gut unterscheidbarer Kartiereinheiten zusammengefasst werden, mit Hervorhebung der wesentlichen Schlüsselfunktionen und möglichst weitem Geltungsbereich.

Bisher hat die forstliche Standortkartierung dem entsprochen, in dem sie in vielen Länderverfahren in einem zweistufigen Standortgliederungsverfahren zunächst eine Naturraumgliederung durchführt und dann auf Ebene der Wuchsbezirke Böden aus ähnlichen Ausgangssubstraten in sogenannten Substratreihen oder Ökoserien zusammenfasst. Dahinter steht die empirische Erfahrung, dass unter mitteleuropäischen Verhältnissen die forstlich relevanten Bodeneigenschaften stark durch das Ausgangsgestein vorgeprägt sind. Diese regional ausgerichteten Kartierpraxis erschwert allerdings überregionale Betrachtungen.

Im Rahmen der ab 2006 geplanten Wiederholung der Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) plant die Projektgruppe Standortkartierung der AG Forsteinrichtung ein Referenzsystem für die forstliche Standortgliederung zu entwickeln. Damit soll zum einen die Bildung von Auswertungsklassen erleichtert werden und zum andern soll die Möglichkeit der Regionalisierung der Ergebnisse über die jeweiligen Länderverfahren eröffnet werden.

Ein wesentlicher Punkt dieses Referenzsystem wird die Erarbeitung einer Substratklassifikation der wesentlichen Ausgangssubstrate der Bundesrepublik sein. Diese Klassifikation muss einerseits den Bezug zu den einfachen Einheiten der Länderverfahren wahren, dabei treffend die wesentlichen Standortunterschiede charakterisieren und die Option beinhalten, die Einheiten ohne weitere Interpretation in wenigen Auswertungsgruppen (bei der BZE I waren es 10 Auswertungsgruppen; WOLFF u.a. 1997) zusammenzufassen. Diese Substratklassifikation sollte Aussagen machen zu

- Bodenartengruppen (Bodenphysik und -chemie; vertrautes Merkmal für Anwender)
- Basentypen (Indikatoren für den Nährstoffhaushalt)
- Petrographie und Mineralbestand (Basenausstattung, Verwitterungsrate und -potential)
- Schichtungen (Hydrologie, Wurzelraum, chemische Tiefenverläufe)

Struktur- und Genehmigungsdirektion Süd – AS Forsteinrichtung
Südallee 15–19, 56068 Koblenz, juergen.gauer@wald-rlp.de

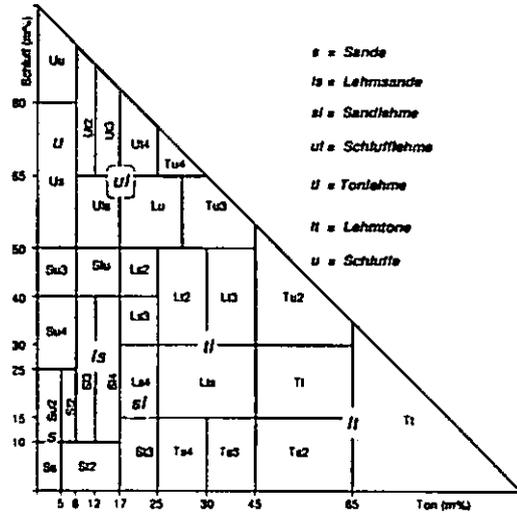


Abb. 1: Vereinfachte Bodenartengruppierung für eine forstliche Substratklassifikation.

Vorüberlegungen zu einem solchen Referenzsystem erfolgten durch WOLFF u.a., indem sie eine Synopse der einzelnen Länderkartierverfahren im Rahmen der Deutschen Waldstudie zusammenstellten (WOLFF u.a. 1998).

Elemente zu dieser Klassifikation, die zur Zeit diskutiert werden, sind eine vereinfachte Bodenartengruppierung, eine Typisierung des Tiefenverlaufs der Basensättigung (KÖLLING 1998) und eine Substratklassifikation, die den Mineralbestand typisiert (STAHN 1997).

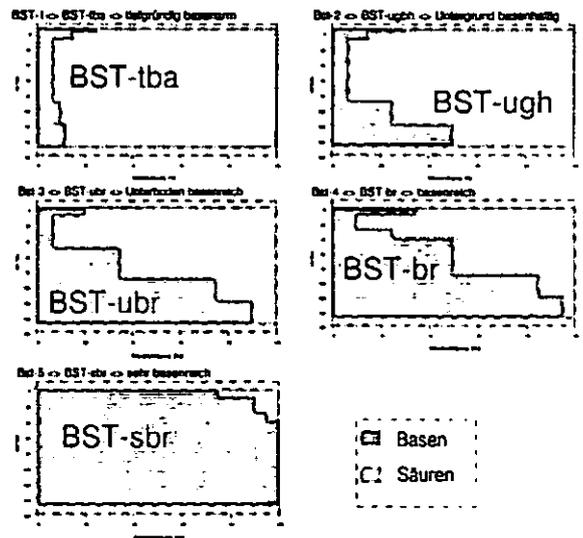


Abb. 2: Typisierung von Tiefenverläufen der Basensättigung zur Standortklassifikation nach Kölling (1998)

Die Vereinfachung der Bodenartengruppen für die forstliche Standortkartierung ist erforderlich, weil die Gliederung der KA5 auf Ebene der Bodenartengruppe noch zu detailliert ist und die Gruppierungen verbreitete Substrate unter Wald aufspalten.

Die Verwendung von Tiefenverläufen zur Kennzeichnung der Basengehalte nach KÖLLING (1998) folgt den Ergebnissen der BZE I. WALENTOWSKI u.a. (2004) zeigen in

ihrem „Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns“ das diese Tiefenverläufe eng mit aufstockenden Waldgesellschaften korreliert sind und damit ein wesentliches Merkmal für die Charakterisierung forstlicher Standorte darstellen.

Eine Klassifikation des Mineralbestandes als Substrateigenschaft, wie sie STAHR (1997) vorschlägt, verspricht ebenfalls eine enge Korrelation zu bodenchemischen Kennwerten und gibt insbesondere eine Vorstellung über das Verwitterungspotential, das im Zusammenhang mit Critical Loads als ökologische Belastungsgrenzen eine große Bedeutung aufweist. Das Problem für eine praktische Anwendung ist aber, das von den bisher überwiegend genetisch definierten Substraten nur sehr begrenzt auf den Mineralbestand geschlossen werden kann (Magmatische Gesteine, kalkhaltige Substrate). Deswegen lässt das BMVEL im Rahmen der BZE II eine vorbereitende Literaturrecherche durchführen, in der der typische Mineralbestand verbreiteter Ausgangssubstrate der BRD, zusammen mit Ortsangaben, zusammengetragen werden soll. Geplante Mineralanalysen an BZE-Probepunkten runden dieses Vorhaben ab.

Literatur

Ad-hocAG Boden 2005: Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Aufl.
 Arbeitskreis Standortkartierung 2003: Forstliche Standortaufnahme. Begriffe, Definitionen, Einleitungen, Kennzeichnungen, Erläuterungen. - IHW-Verlag, Eching.
 Kölling, C. (1999): Ordination von Waldökosystemen nach Stoffkonzentrationen der Lösungsphase und bodenchemischen Tiefengradienten. - J. Plant Nutr. Soil Sci. (1999), 162, 89-95.
 Stahr, K. (1997): Vorschlag zur Unterscheidung des Mineralbestandes bei der Ansprache des Bodensubstrates. - unveröffentlichtes Konzeptpapier, Hohenheim.
 Walentowski, H., Ewald, J., Fischer, A., Kölling, C. u. Türk, W. (2004): Handbuch der natürlichen Waldgesellschaften Bayerns. - 441 S., Geobotanica, Freising.
 Wolff, B., Hölzer, Frömdling W. D. u. Bonk, S. (1998): Datenaufbereitung für Modellrechnungen aus der Bundeswaldinventur (BWI) und dem Datenspeicher Waldfonds (DSW). - Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung, 98/3, 59 S., Eberswalde.
 Wolff, B. u. Riek, W. 1997: Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987 - 1993 (BZE). 2 Bände, Bonn.

Tabelle: I: Vorschlag für eine Substratklassifikation nach dem Mineralbestand nach STAHR (1997)

Substrattypen Fels, Skelett, Sande und Schluffe

Typ	Hauptkomponente	Carbonate	Gips+LLS	Tonminerale	geogene org Substanz	technogene BM
quarzitisch	>90% Quarz (SiO2?)	<2%	<2%	<5%	<2% (<30%?)	
? quarzitisch	85-93% Quarz (SiO2?)					
? ultraquarzitisch	>93% Quarz (SiO2?)					
silikatisch	> 70% verwitb. Silikate.	<2%	<2%	<35% Glimmer + Tonminerale	<2% (<30%?)	
? subsilikatisch	48-65% verwitb. Silikate					
? silikatisch	> 65% verwitb. Silik.					
oxidisch	>40% Eisen+Manganox. (>28%Fe+Mn)	<2%	<2%			<10%
pyroklastisch	>70% vulk.Asche, Bims, Schlacken, Lapilli	<2%	<2%		<2% (<30%?)	<10%
serpentinisch	>50% Serpentin	<2%	<2%		<2% (<30%?)	
glimmerig	>50%Glimmer + Illit	<2%	<2%	<17%	<2% (<30%?)	
carbonatisch	>75% Carbonate		<2%		<2% (<30%?)	<10%
carbonathaltig (mergelig)	2-75% Carbonate		<5%	<17%	<2% (<30%?)	
gipsführend	>5% Gips				<2% (<30%?)	<10%
geoorganisch	> 30% geogene org. Sub., kohlig, bituminös, graphitisch	<2% ?	<2% ?			<10%
technogen	>50% technogene Bestandteile (Bauschutt, Plastik, Metalle, Keramik)					
technomiktisch	10-50% technogene Bestandteile					
arenomiktisch	alle anderen Mineralzusammensetzung					

Substrattypen Lehme, tonige Schluffe (Tongehalt > 17%)

Typ	Hauptkomponente	Carbonate	Gips+LLS	Tongehalt	geogene org Substanz	technogene BM
carbonatisch	>75% Carbonate		<5%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
mergelig	2-75% Carbonate		<5%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
gipsführend	>5% Gips			> 17%	<2% (<30%?)	<10%
pyroklastisch	>70% vulk.Asche, Bims, Schlacken, Lapilli	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
geoorganisch	> 30% geogene org. Sub., kohlig, bituminös, graphitisch	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
peltechnogen	>50% technogene Bestandteile (Bauschutt, Plastik, Metalle, Keramik)	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
peltechnomiktisch	10-50% technogene Bestandteile	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
kaolinitisch	>50%TF Kaolinit + Halloysit; <10%TF Smekite (Tonfraktion)	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
smektitisch	>50% TF Smektit + Vermiculit oder >80% TF Smektit, Vermiculit und Illit (Tonfraktion)	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
illitisch	>50% TF Illit; <10%TF Smektit/Vermiculit (Tonfraktion)	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
chloritisch	>50% TF primäre/sekundäre Chlorite; <10%TF Smektit/Vermiculit (Tonfraktion)	<2%	<2%	> 17%	<2% (<30%?)	<10%
pelmiktisch	alle anderen Mineralzusammensetzung			> 17%		

? alternative Überlegungen

Erstellung einer Bodenkzeptkarte für Auenbereiche der Schwarzen Elster

M. Grabe¹, K.-J. Hartmann², T. Scholten³, R. Jahn¹

1 Einleitung

Die Kenntnisse des Bodenformeninventars in Auenbereichen sind vor allem vor dem Hintergrund der Hochwasserproblematik oder dem Schadstofftransport von Bedeutung. Diese Daten sind bisher nicht in zufrieden stellender Qualität vorhanden und werden aus Kosten- und Zeitgründen auch in nächster Zeit nicht bereitgestellt werden können. Das Ziel bestand daher in der Entwicklung einer Bodenkzeptkarte für das Gebiet der Schwarzen Elster auf Grundlage vorhandener Daten und Kartierungsergebnisse unter Verwendung geostatistischer Explorationsverfahren.

2 Material und Methoden

Die Entwicklung der Bodenkzeptkarte erfolgt durch die Anwendung eines neuronalen Netzes. Die Datenquellen hierfür sind verschiedene Reliefparameter berechnet aus einem digitalem Geländemodell (DGM) mit einer Auflösung von 7,5 m, Bodentypen und Bodenart abgeleitet aus der Bodenschätzung sowie die geologische Situation. Aus diesen Parametern werden unter Einbeziehung aller zur Verfügung stehenden Flächenparameter für ein Trainingsgebiet mit bekannter Zielfunktion, in Form von 328 neu aufgenommenen Bodenprofilen, Zusammenhänge der Parameter „erlernt“ und diese regelmäßigen Muster auf Flächen mit fehlender Zielfunktion übertragen. Somit wird die Verteilung der Bodentypen für die Auenbereiche der Schwarzen Elster prognostiziert (Abb. 1).

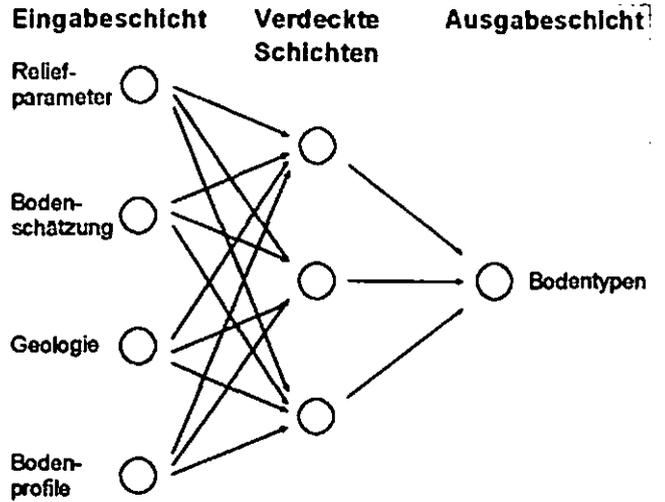


Abb. 1: Beispielhafter Aufbau eines Künstlichen Neuronalen Netzes für die Prognose von Bodentypen

3 Ergebnisse und Diskussion

Als Trainingsgebiete des neuronalen Netzes wurden Bodensequenzen von den Niederterrassen in die Auenbereiche angelegt. Die Abfolge der Bodentypen in diesen Bereichen wird maßgeblich durch die Höhenlage bestimmt. Die Höhe über Tiefenlinie (Schwarze Elster) bestimmt den Grundwasserspiegel und somit die hydromorphen Eigenschaften der Böden. Es lässt sich daher eine typische Abfolge der Bodentypen feststellen. Auf den sandigen Substraten der Niederterrassen treten Regosole auf. In Richtung der Auen nehmen die Auensedimente zu und überdecken die glazifluvialen Ablagerungen. Hier sind Paternien und Veges zu finden. In den unmittelbaren Auen sind Gley-Veges und Vega-Gleye abhängig von der Höhe über der Tiefenlinie miteinander vergesellschaftet. In den tiefsten und damit auch den feuchtesten Bereichen sind Auengleye ausgeprägt (Abb. 2).

Diese Verbreitung der Bodentypen zeigt auch die Bodenkzeptkarte. In den Niederterrassen sind meist Regosole verbreitet, an die sich Veges anschließen. Die inneren Auenbereiche sind durch einen kleinräumigen Wechsel von Gley-Veges und Vega-Gleyen gekennzeichnet, der durch die Höhenlage bedingt ist. Wie sich schon in den Bodensequenzen zeigt, nimmt von den Reliefparametern die Höhe über Tiefenlinie eine zentrale Stellung für die Ausprägung der Bodentypen ein. Sie trennt die trockneren Standorte in weiterer Distanz zum Fließgewässer gut von den Gleyen.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
E-Mail: matthias.grabe@landw.uni-halle.de

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Straße 34, 06118 Halle

³ Institut für Geographie, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Löbdergraben 32, 07743 Jena

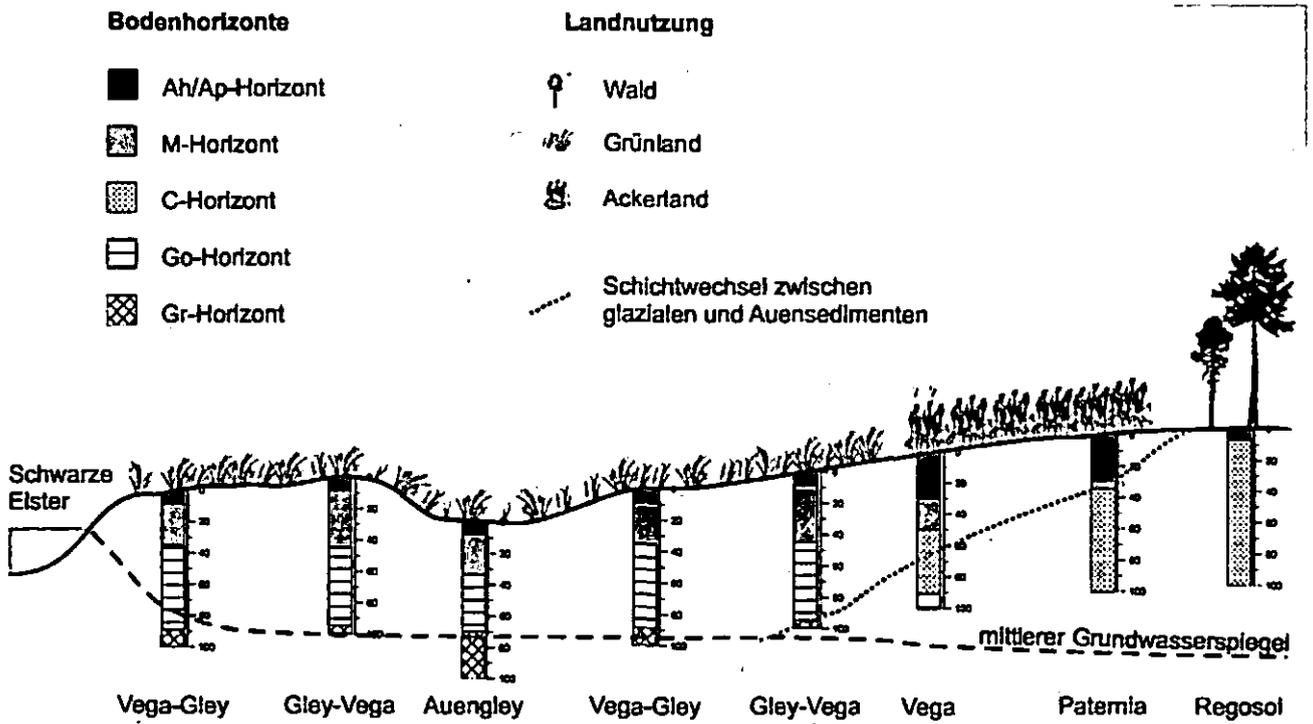


Abb. 2: Schematischer Schnitt von der Niederterrasse zum Auenbereich mit Abfolge der Bodentypen in Abhängigkeit von der Höhe über Tiefenlinie. Geländeoberfläche, Grundwasserspiegel und Sedimentwechsel stark überhöht

4 Schlussfolgerungen

Durch den Einsatz neuronaler Netze in Kombination mit der digitalen Reliefanalyse, Daten der Bodenschätzung sowie neu aufgenommener Bodenprofile können räumlich und inhaltlich hochaufgelöste Bodenkarten für Auenbereiche erzeugt werden.

Identification of soil patterns with LANDSAT data in the central Namibian savannah region

Alexander Gröngroft¹, Nikolaus Classen¹ & Andreas Petersen¹

1. Introduction

Within the interdisciplinary BIOTA South Africa project (www.biota-africa.de) an assessment of the carrying capacity of farm areas is needed as an input for socio-economic modeling. The capacity is mostly defined by climatic and soil related data. Thus our investigation aimed at a regionalization of soil properties with satellite imagery data. As a low cost data source with sufficient spatial resolution we choose LANDSAT-TM 5 data and selected two farm areas in the central Namibian savannah region (together 236 km²) to test the approach. The work was conducted in cooperation with subprojects S01 (DLR: image processing) and S06 (Botany: vegetation mapping).

2. Soils of the investigated farm areas

The investigated area is situated 120 km north of Windhoek on an elevated plain (1500 m a.s.l.), receives mostly summery rainfall of 300-350 mm a⁻¹ and is vegetated by a thorn-bush savannah. The farms are used for cattle grazing and hunting.

The soils were classified acc. to the WRB. On the upper level seven and using the first qualifier 30 types could be identified (number of profiles in decreasing order):

Luvisols	35
Cambisols	10
Calcisols	9
Arenosols	4
Leptosols	2
Vertisols	2
Regosols	1

The range of relevant soil properties (texture, pH-value, organic and inorganic carbon) was wide, with the exception of the vertisols the soils were not saline.

3. Methodological approach

The methodological approach followed five steps:

Step 1) Selection of two LANDSAT TM 5 scenes **2)** unsupervised classification of the dry scene 21.11.1984 (n=30 classes) and supervised classification using plant communities of the wet scene - 17.5.2000 (n=31 classes) **3)** Selection of 62 pixels (n=2 per class) with a maximum of homogeneity in the surrounding area **4)** Investigation at 62 sites: soil/vegetation description; soil surface color at 13 positions each; 0-1 cm composite sample from 30 x 30 m area; one profile in pixel center: soil horizon

samples; **5)** laboratory analyses on standard parameters.

Using the Munsell Conversion 6.5.1 software the topsoil colors have been converted to four different color space systems.

4. Results

4.1 Relation between LANDSAT imagery data and soil surface color

The mean values of the 13 topsoil colors of each pixel area have been correlated to the six TM 5 spectral band data (30 m resolution) of the dry scene. An example (band 1 - soil color converted to the a-value of the C.I.E. LAB color space) with a comparatively good correlation ($r=-0,707$) is given by fig. 1.

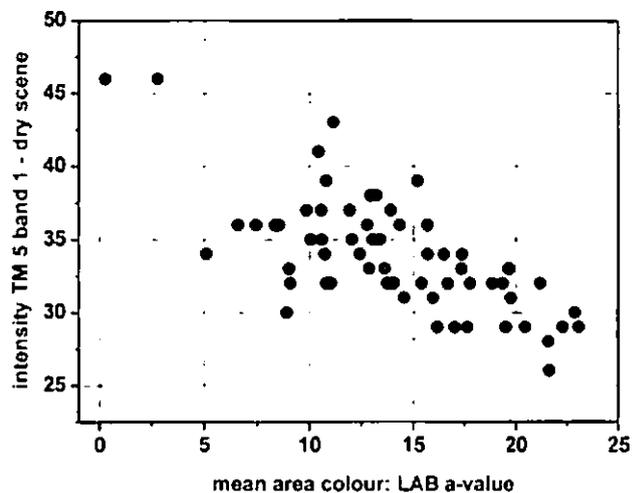


Fig. 1 Mean soil surface color of 30 * 30 m area vs. intensity of LANDSAT-TM band 1

By multiple regression analyses based on all LANDSAT TM band data the different soil surface color values could be predicted with a coefficient of determination of about $r^2 = 0.30 - 0.62$. Within the compared color systems the CIE LAB color space showed the highest degree of predictability. In this case the prognosis of the topsoil color can be determined by three significant variables: intensities of band 1 (0.45-0.52 μm), band 2(0.52-0.60) and band 5 (1.55-1.75).

4.2 Relation between topsoil color and other topsoil properties

The mean soil surface color was correlated to the results of the laboratory analyses of composite soil samples (0-1 cm depth) of the pixel area. Tab. 1 gives the correlation coefficients between surface color and the values of the LAB color space.

The luminance (L-) value increases significantly with inorganic carbon and decreases with total Al, Ti and Fe. The a- (green \rightarrow red) and b-values (yellow \rightarrow blue) significantly correlate with numerous topsoil properties caused by the interrelation of soil properties with each other. With a maximum of $r \approx 0.55$ the

¹ Institute of Soil Science, University of Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg, +49 (0)40 42838 4395
A.Groengroeft@ifb.uni-hamburg.de

coefficients are too small to predict top soil properties properly.

Tab. 1 Correlation coefficients between the soil surface color and topsoil properties (0-1 cm depth)

	mean color values of 13 MUNSELL soil surface determinations		
	L-value	a-value	b-value
pH in CaCl ₂	-0,018	-0,400	-0,551
EC in 1:5 extract	0,072	-0,414	-0,552
C total	0,139	-0,459	-0,551
C inorganic	0,312	-0,512	-0,550
C organic	-0,078	-0,311	-0,445
N total	-0,141	-0,290	-0,446
S total	-0,135	-0,316	-0,448
Al total	-0,286	-0,037	-0,194
Ca non-calcareous	0,220	-0,494	-0,553
K total	0,022	0,293	0,396
Mg total	-0,174	0,103	0,050
P total	-0,201	-0,178	-0,426
Ti total	-0,383	0,138	-0,144
Fe total	-0,308	-0,072	-0,325
Mn total	-0,131	-0,242	-0,392
Si total	0,097	0,306	0,493

bold values: significant ($p < 0,05$)

Even with multiple regression techniques based on the parameters of different color systems for the soil surface color the top soil properties could not be predicted with a coefficient of determination of higher than $r^2 = 0.2$ to 0.4 . By this the predictability is decreasing with total Fe = inorganic C > total Si > organic C.

4.3 Relation between topsoil properties and properties of deeper horizons

For the examples of pH-value and organic carbon figures 2 and 3 depict a comparatively strong correlation between soil properties analyzed in the mixed

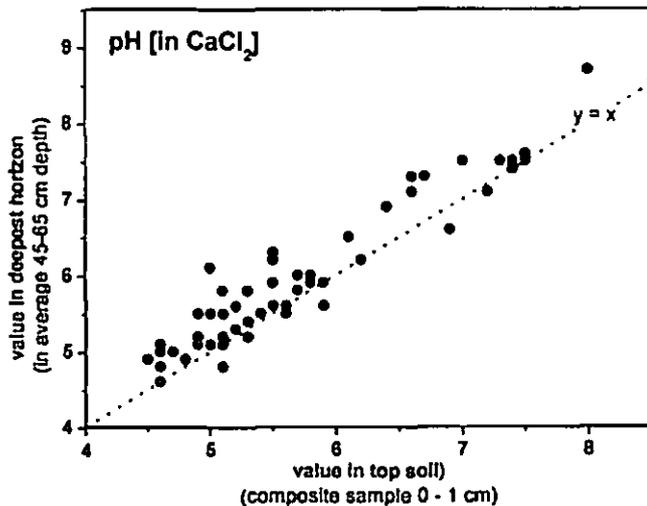


Fig. 2 Top soil (0 – 1 cm) properties vs. properties of deepest horizon: pH (in CaCl₂)

sample (0-1 cm) and in the deepest horizon of the center-profile (on an average 0.45-0.65 cm). These findings are true for many soil properties in the investigated area, implying that the vertical differentiation of the savannah profiles is the smallest uncertainty in the prediction of soil properties with LANDSAT data.

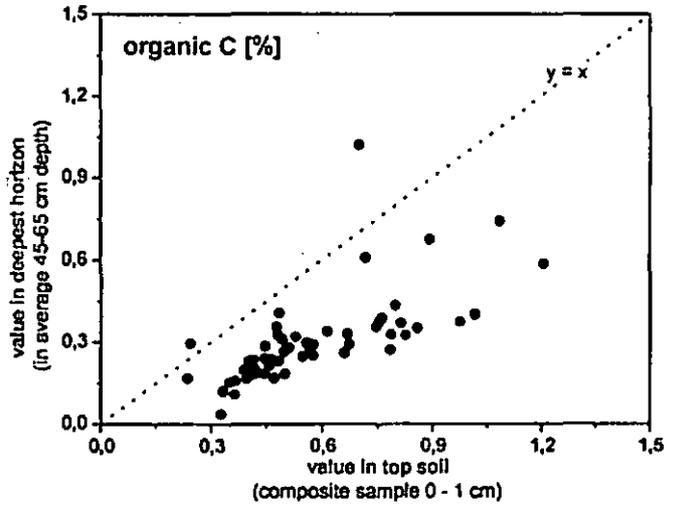


Fig. 3 Top soil (0 – 1 cm) properties vs. properties of deepest horizon: organic carbon

5. Conclusions

It could be shown that the distribution of two types of soils (vertisols, leptosols, 6 % of sampled profiles) could be accurately predicted from the LANDSAT-TM data directly. In contrast, for the dominant remaining share of the soils the total predictability of soil properties like pH, elemental composition and salinity is lower than 22 %.

Based on the wet scene with the LANDSAT-TM data a rough estimate of vegetation coverage and biomass production is possible. But the different plant communities within the thorn-bush savannah which have some structural similarities could not be discriminated satisfactorily. Thus the approach to indirectly identify soil features by vegetation mapping has failed.

Hence the use of LANDSAT-TM data for the mapping of soil properties in the plain savannah region of central Namibia is inappropriate. For the future a correlation to hyper spectral air-borne data with higher spatial resolution is planned with the same set of soil data. As one part of the low predictability is caused by the soil properties, esp. the occurrence of a loose coarse sand top layer for many profiles an improvement on the remote sensing data will not necessarily lead to a better prognosis of soil properties. Thus, for the regionalization of soil features classical mapping techniques seem to be inevitable.

Synopse zur Anthropogenese der mitteleuropäischen Schwarzerden

E. Gehrt

Günther Roeschmann zum 80. Geburtstag

Die Lehrbücher stellen in der Tradition DOKUTSCHAJEWS die Schwarzerde als Boden dar, der unter Steppen- oder Waldsteppenbedingungen im Boreal (9000 bis 7500 Jahre v. heute) bei ausgeglichener Wasserbilanz, hohem Anteil unterirdischer Pflanzenmasse, herabgesetzter biologischer Aktivität im Herbst und Winter und entsprechend geringem Streuabbau sowie hoher Aktivität der Bodentiere, die die organische Substanz in den Boden einarbeiten. An dieser Vorstellung gibt es aus vegetationsgeschichtlicher und archäologischer Sicht, durch Datierungen und auf Grundlage der Verbreitung etliche Widersprüche:

1. Nach heutigem Kenntnisstand gab es mit Ausnahme kleinerer Bereiche im Mitteldeutschen Trockengebiet im Boreal keine Steppen (vgl. Pollenanalysen verschiedener Forschergruppen im DFG Schwerpunkt Wandel der Geo-Biosphäre während der letzten 15.000 Jahre; z. B. H. -J. BEUG, A. J. KALIS, TH. LITT, J. MEURERS-BALKE, H. MÖLLER, E. LANGE). Nach der jüngeren Tundrenzeit setzte schnell und umfassend über ein Birken-Kiefernstadium die Wiederbewaldung mit Hasel und Ulme ein.
2. Die *turn over time* der organischen Substanz in Steppen und Waldsteppen liegt unter 100 Jahren (vgl. SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 2002, LAACHER 1980, Ökologie der Pflanzen). Diese Werte widersprechen der Vorstellung der Fixierung der organischen Substanz und stehen im deutlichen Widerspruch zu den ¹⁴C Daten von Schwarzerden, die mit 3000 bis 7000 Jahren v. heute einerseits viel zu alt und andererseits für die Entstehungszeit Boreal viel zu jung sind. Methodische Einschränkungen wie Bodenproben sind „Mischproben“ greifen nicht in dieser Dimension (SCHARPENSEEL et al. 1986). Interessant ist, dass die Schwarzerden aus dem Ostseeraum (Fehmarn, Poel, Samsø, Fünen) nach den vorliegenden Daten etwa 2000 bis 3000 Jahre jünger sind als die Schwarzerden im Löss und in der Uckermark.
3. Die Bioturbation prägt zwar mit den Krotowinen deutlich das Erscheinungsbild der Schwarzerden. Durch detaillierte Untersuchungen ist aber feststellbar, dass die Bioturbation periglaziale Schichtungen oder Kryoklastizone nicht aufhebt (GEHRT 2000). Die Bioturbation führt nicht zu einer vollständigen Durchmischung und kann damit nicht als alleinige Ursache für die Entstehung des A_{zh}-Horizontes gelten. Zudem führt die Bioturbation nicht zur Schwarzfärbung der Böden.

Schon BAILLY (1972) stellte fest, dass das Verbreitungsmuster der Schwarzerden südlich Hannovers nicht durch die Gesteine oder durch klimatische Faktoren zu erklären ist. Dies wurde durch differenzierte Untersuchungen der Löss (Alter, Körnung, Eisengehalte, Mineralogie etc.), des Untergrundes des Klimas etc. (vgl. GEHRT 2000) bestätigt.

Eine Schlüsselrolle bei der Auflösung der Genese der Schwarzerden kommt den Grauerden zu (GEHRT 2000). Diese schon unter Anleitung von B. MEYER durch BRAUNSCHWEIG (1968, Dipl.Arbeit) und ZAKOSEK (1991) untersuchten hellgrauen Varianten der Schwarzerden bieten die Möglichkeit vergleichender Untersuchungen zur Ursache der Schwarzfärbung und deren räumlichen Einbindung. Die auf wenige Meter festlegbaren Grenzen der Schwarzerden zur Grauerden ohne erkennbare Wechsel des Gesteins oder des Wasserhaushaltes sprechen gegen natürliche Bildungsbedingungen.

Auch in den Kernverbreitungsgebieten Eurasiens finden sich nach eigenen Beobachtungen, nach den Lackprofilensammlungen in den einschlägigen Museen in Moskau oder Kursk und in der Literatur beschriebenen Profilen (BRONGER 2004) helle Varianten. Kartierungen liegen hierzu aber nicht vor. Das Schwarzerden auch weit außerhalb der heutigen Steppen entstanden wird durch die sehr deutlichen schwarzen Toneinschlammungen in den Demopodsolen (nach deutscher Nomenklatur Schwarzerde-Fahlerden) bei Tula nördlich Moskaus in der Taiga belegt. Diese Befunde zeigen, dass die heutige Verbreitung der Schwarzerden nur die Gebiete der Erhaltung nicht aber der Entstehung zeigen. Dies gilt ebenso für Mitteleuropa. Ein schönes Beispiel ist das Thüringer Becken mit den Schwarzerden im Trockenraum und den degradierten Schwarzerden in den etwas feuchteren Gebieten.

Die angeführten Zweifel führten bisher nicht zu einer grundsätzlich anderen Auffassung zur Genese der Schwarzerden. Der Blick auf die Genese der Schwarzerden ist tief greifend durch die klimazonale Erklärung DOKUTSCHAJEWS und nachfolgender Arbeiten verstellt. In Mitteleuropa gibt es zwar viele Arbeiten zu Kennwerten und Verbreitung der Schwarzerden – zur Genese tragen diese aber selten wirklich bei, da diese die konventionelle Erklärung wie ein Paradigma übernehmen (vgl. ECKMEIER et al. 2005).

Ein Beispiel für negative Auswirkung der Steppentheorie sind die Schwarzerden südlich Münchens. Die aus der bodenkundlichen Landesaufnahme bekannten A_{zh}-C_v-Böden wurden in hochrangig besetzten Diskussionskreisen als Schwarzerden abgelehnt, da diese bei über 800 mm Niederschlag nicht entstehen dürfen. Andererseits wurden in der Bodenkarte 1:1 Mill. große Gebiete des Oberrheingraben und des Kraichgaus als Schwarzerden oder Schwarzerde-Parabraunerden ausgewiesen. Nach dem heutigen Kenntnisstand sind finden sich diese Böden nur in kleinen Gebieten am Kaiserstuhl, um Tübingen und Stuttgart. Die Rheintal-Tschernoseme von ZAKOSEK (1991) sind wohl mit den Grauerden zu vergleichen und in ihrer Genese von den Schwarzerden zu unterscheiden (s. o.).

1998 wurde auf der Jahrestagung des AK Paläoböden in Braunschweig erstmalig die Rolle pyrogener Prozesse bei der Genese der Schwarzerde diskutiert (GEHRT 1998) und auf der Jahrestagung der DBG in Hannover nochmals vertieft (vgl. Exkursionsführer der Tagung Hannover, SCHMIDT et al. 1999, GEHRT 2000). Auf Grundlage der dort vorgestellten Ergebnisse finden sich auch in einschlägigen Lehrbüchern erste Hinweise - Zitat: „In jüngster Zeit mehren sich die Arbeiten, die zeigen, dass Holzkohle auch in den Böden der gemäßigten Breiten eine Rolle spielt. Dieser pyrogene Kohlenstoff trägt vermutlich vor allem zur organischen Substanz ... in Schwarzerden ... bei. Dabei handelt es sich überwiegend um kondensierte aromatische Strukturen.“ (SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 2002, S. 59).

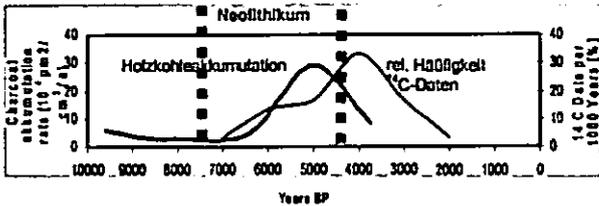
Zur Klärung der Genese der Schwarzerden ist eine intensive Analyse der Struktur und der Verteilung der organischen Substanz in Schwarzerden erforderlich. Die Schwarzfärbung der Schwarzerde beruht auf einer intensiven Belegung der Tonoberflächen mit schwarzer organischer Substanz. Dieses ist auch mittels der hochauflösenden Transmissionselektronenmikroskopie sichtbar zu machen (SCHMIDT et al. 2002). Die schwarzen Beläge fehlen bei den Grauerden (GEHRT 2000). Die intensive Bindung der organischen Substanz und mit dem Ton wird auch in Röntgenbeugungsdiagrammen sichtbar, da der Kohlenstoff in Zwischenschichten die Kontraktion nach Belegung mit Kalium behindert (GEBHARD 1971).

Qualitativ unterscheiden sich Schwarzerden von den Grauerden und anderen Böden durch deutliche Gehalte an kondensierten, aromatischen Strukturen, die auch als *black carbon* bezeichnet werden und bei Verbrennungsprozessen entstehen (SCHMIDT et al. 1999, GLASER B. & AMELUNG, W. 2001; ZECH & HINTERMAIER (Böden der Welt) 2002; KLEBER et al. 2003). Dies wird besonders deutlich, wenn vor der Analyse der leicht oxidierbare Anteil des Kohlenstoffs abgetrennt wird. Die festgebundenen, nicht oxidierbaren Anteile des Kohlenstoffes sind insbesondere im unteren Teil des A_{zh}-Horizontes vorhanden (SCHARPENSEEL et al. 1986). In diesen Horizonten ist der Anteil des *black carbon* ebenfalls am höchsten (SCHMIDT et al. 1999). SCHARPENSEEL et al. (1986) wiesen nach, dass in der Feintonfraktion 4 % des Kohlenstoffes vorliegt. Dies entspricht ca. 20 % des gesamten Kohlenstoffes. Die hohen ¹⁴C Alter der Schwarzerden werden im Wesentlichen durch diese am Feinton gebundenen Kohlenstoffe bestimmt. Der Anteil der kondensierten Aromate am gesamten Kohlenstoff wurde zwischen 10 und 20, in Ausnahmen bis 40 % bestimmt. Diese Werte decken sich damit mit den Kohlenstoffgehalten des

Feintones. Konventionelle Analysen wie die Humusfraktionierung widersprechen diesen Ergebnissen nicht. So zeichnen sich Schwarzerden durch einen hohen Anteil an Huminsäuren und Grauhuminsäuren aus. Diese enthalten ebenfalls kondensierte aromatische Kohlenstoffe (HAIDER 1996 Biochemie des Bodens). Das C/N - Verhältnis von Schwarzerden ist mit 12- 14 gegenüber den Grauerden (8-10) signifikant höher (GEHRT 2000). Zusammenfassend ist damit festzustellen, dass die hohen Alter der Schwarzerden auf dem am Ton gebundenen *black carbon* beruhen.

Abschließend stellt sich damit die Frage nach der Kohlenstoffquelle. Nach Seesedimentuntersuchungen von CLARK et al. (1989) zeigt sich, dass der Eintrag von Holzkohleflittern mit Beginn des Neolithikums vor ca. 7500 Jahren vor heute einsetzt. Im Hoch- bis Endneolithikum nimmt der Eintrag deutlich zu und geht in der Bronzezeit ab 4200 v. heute wieder zurück. In die gleiche Richtung zeigen Untersuchungen an Torfen im Großen Bruch südöstlich Braunschweigs. Stellt man der Verlaufskurve der jährlichen Akkumulationsrate von Holzkohleflittern die relative Häufigkeit von ¹⁴C Daten von Schwarzerden pro 1000 Jahren gegenüber so ist festzustellen, dass die Kumulation dieser Kurve etwa 1000 Jahre ins Jüngere versetzt ist. Diese Verjüngung dürfte auf der Beimischung jüngerer organischer Substanz beruhen (vgl. SCHARPENSEEL et al. 1986). Nach CLARK et al. (1989) ist davon auszugehen, dass in der Jungsteinzeit in 20 bis 100 jährigen Zyklen durch Brand die Ackerflächen Gehölzfrei gehalten wurden. Wahrscheinlich wurde aber auch jährlich die verbleibende organische Substanz abgebrannt.

Ein weiteres Indiz für die Bedeutung der Neolithiker ist die enge Bindung der neolithischen Siedlungskammern und der Schwarzerdeinseln. Da nach den vorliegenden Fakten vor dem Neolithikum in Mitteleuropa keine Schwarzerden vorhanden waren, spricht dieses



für die Entstehung durch die Brandkultur. In diesem Zusammenhang sei auch noch mal auf die scharfen Grenzen zwischen Schwarzerden und Grauerden verwiesen. In dieses Bild passt auch das jüngere Alter der Schwarzerden des Ostseeraumes: Die Besiedlung setzte hier erst ca. 3000 Jahre später mit der Trichterbecherkultur ein (PREUSS et al. 1999). Die Grauerden südlich Peine und die Rheintal- Tschernoseme sind mit etwa 500 bis 1000 Jahren nochmals jünger.

Aus den vorgenannten Fakten ergibt sich für Mitteleuropa folgende Entwicklungsgeschichte der Schwarzerden. Nach der jüngeren Tundrenzeit setzte relativ rasch mit Kiefer und Hasel die Wiederbewaldung ein. Die Böden werden am Anfang der Warmzeit relativ gering entwickelt gewesen sein, da periglaziäre Prozesse den Boden in der jüngeren Tundrenzeit nachhaltig beeinflussten. Zum Beginn des Neolithikums ist von einem weitgehend geschlossenen Waldbestand auszugehen. Nach dem heutigen Stand der Rekonstruktion des Klimas waren die Löss nur geringfügig entkalkt. Die 1000 bis 2000 Jahre waren ausreichend, um einen geringmächtigen Ah-Horizont zu bilden. Die Böden werden als Pararendzinen und in niederschlagsreicheren Gebieten evtl. mit geringfügiger Verbraunung entwickelt gewesen sein. Mit dem Subboreal (ca. 6000 v. heute) setzte in Abhängigkeit vom Niederschlag und der Sickerwassermenge eine Differenzierung der Bodenentwicklung ein. So blieben in den Trockengebieten mit heute < 500 mm Niederschlag die Pararendzinen erhalten. In Gebieten mit Niederschlägen um 600 mm dürften sich Braunerden gebildet haben und bei 750 mm ist schon früh mit der Bildung von Parabraunerden zu rechnen. Parallel zu dieser Entwicklung nimmt der Eintrag der kondensierten, aromatischen Kohlenstoffe (*black carbon*) zu. Diese wird dann in den Boden eingelagert. Die

Prozesse der Einlagerung sind noch nicht im Detail geklärt. Bei der Bildung der Ton-Humus-Komplexe dürften die Bindungsbedingungen bei höheren pH-Werten und die Neigung der Huminsäuren zur Humatbildung bei pH >7 eine Bedeutung haben, da Schwarzerden vorwiegend auf karbonatischen Lockergesteinen entstanden.

In Mittel- bis Endneolithikum dürften die Ah- Horizonte der Schwarzerden mächtiger werden. Ein Beispiel wäre etwa die „Proto“-Schwarzerde im Salzigem See (ca. 30 cm A_{sh}), die in dieser Zeit durch Seekreideablagerungen konserviert wurde. Die heutige Prägung haben die Schwarzerden wohl insbesondere im ausgehenden Subboreal und im niederschlagsreichen Subatlantikum (ab 2000 v. heute) erhalten.

Es sei abschließend nochmals daraufhin gewiesen, dass die vorstehenden Ausführungen zu anthropogenen Genese zunächst nur für Mitteleuropa gelten. Für die Schwarzerde Eurasiens und Amerikas gilt, dass sie deutliche Gehalte an *black carbon* aufweisen (vgl. GLASER & AMELUNG 2001, ZECH & HINTERMAIER 2002). Dabei ist zu bedenken, dass natürlich Brände in den Steppen zuhause sind. An Paläo-Schwarzerden des Altwürms (ca. 80. 000 Jahre) ist leicht nachzuweisen, dass Schwarzerden auch ohne menschlichen Einfluss entstehen können. Allerdings ist auch in diesen fossilen Schwarzerden immer ein deutlicher Anteil an Holzkohle nachzuweisen.

Literatur (Auswahl)

Bailly, F. (1972): Zum Problem der Schwarzerdebildung in Norddeutschland. *Mitteilungen Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 15: 3-11. Bronger, A. (2004): Bodengeographie der Waldsteppen- und Steppengebiete Nordeurasiens, Nordamerikas sowie der Pampa Argentinens. Clark, J. S., Merkt, J., Müller, H. (1989): Post-Glacial Fire, Vegetation and Human History on the Northern Alpine Forelands, *Journal of ecology*, 77, S. 897-925. Eckmeier, E., Gertach, R., Gehrt, E. & Schmidt, M., (2005): Pedogenesis of Chernozems in Central Europe - a review. - *Geoderma*, submitted. Gebhardt, H. (1971) Zur Tonmineralszusammensetzung und Ton-Humus-Bildung in der Sequenz Schwarzerde-Parabraunerde (Griserde) der Hildesheimer Börde. - *Göttinger Bodenkundl. Ber.* 19: 183-190, Göttingen. Gehrt, E. (2000): Nord- und mitteldeutsche Lössböden und Sandlössgebiete, in: *Handbuch der Bodenkunde* 9. Erg. Lfg. 10/2000. Gehrt, E., Geschwinde, M. & Schmidt, M. (2002): Neolithikum, Feuer und Tschernosem - oder: Was haben die Linienbandkeramiker mit der Schwarzerde zu tun?. - *Archäologisches Korrespondenzblatt* 32: 21-30. Glaser, B. & Amelung, W. (2001): Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. *Global Biogeochemical Cycles* 17 2. Kleber, M., Rößner, J.; Chenu, C.; Glaser, B.; Knieker, H.; Jahn, R., (2003): Prehistoric alteration of soil properties in a Central German chernozemic soil: in search of pedologic indicators for prehistoric activity. *Soil Science* 168, 292-306. Preuß, J. (1998): Das Neolithikum in Mitteleuropa, Weissbach. Scharpenseel, H. W., Tsutsuki, K., Becker-Heldmann, P. & Freytag, J. (1986): Untersuchungen zur Kohlenstoffdynamik und Bioturbation von Mollisolen. - *Z. Pflanzener. Bodenk.* 149: 582-597. Schmidt, M., Skjemstad, J., Gehrt, E. & Kögel-Knabner, I. (1999): Charred organic carbon in German chernozemic soils. - *European Journal of Soil Science*, 50: 351-365. Schmidt, M. (2002): Carbon isotope geochemistry and nanomorphology of soil black carbon: Black chernozemic soils in central Europe originate from ancient biomass burning in: *Global Biogeochemical Cycles*, Vol. 16, No. 4. Zakosek, H. (1991): Zur Genese und Gliederung des Rheintal- Tschernosems im nördlichen Oberrheingraben. - *Mainzer geowiss. Mitt.* 20: 159-176

Dank: Die Ausführungen zur Genese der Schwarzerden in Mitteleuropa wären für mich heute nicht so zu formulieren, wenn nicht einige Kollegen aus der Bodenkunde und Archäologie parallel zu mir und mit mir zusammen an dem Thema gearbeitet und offen die Ergebnisse diskutiert hätten. Hervorheben möchte ich Michael Schmidt, Zürich; Renate Gerlach, Bonn; Michael Geschwinde, Braunschweig; Eileen Eckmeier, Zürich; Mechthild Klamm, Halle. Mit Brunk Meyer hatte ich bis zuletzt sehr kontroverse Diskussionen - auch diese haben sicherlich die Entwicklung der Vorstellungen beeinflusst - auch wenn wir leider nicht mehr zu einer gemeinsamen Position gekommen sind.

Zerstörungsfreie Kartierung der Mächtigkeit periglaziärer Lagen mittels Georadar

ROLF GERBER¹, PETER FELIX-HENNINGSSEN¹,
THORSTEN BEHRENS², THOMAS SCHOLTEN²

1 Einleitung

Die Forschungsarbeiten werden im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299 – Teilprojekt B1 durchgeführt. Das Untersuchungsgebiet liegt am Ostrand des Rheinischen Schiefergebirges und umfasst die geologischen Baueinheiten der Lahn- und Dill-Mulde. Die Böden in dieser Mittelgebirgsregion bildeten sich überwiegend aus periglaziären Lagen. Mit Hilfe des Georadars konnte die Mächtigkeit der einzelnen Schichten entlang von Catenen in repräsentativen Teilräumen erhoben werden. Die Mächtigkeit der Lagen wurde zusammen mit den an Bodenprofilen bestimmten Bodeneigenschaften (u.a. nFK) regionalisiert.

2 Methoden

2.1 Ausweisung von repräsentative Untersuchungsteilräume (UTR)

Das 693 km² große Arbeitsgebiet wurde in 5 Großräume mit unterschiedlichen naturräumlichen Ausprägungen unterteilt, die im Wesentlichen vom geologischen Untergrund abhängen. Innerhalb der Großräume wurde mit Hilfe einer Repräsentativitätsanalyse (BEHRENS et al., 2005) wiederum ein repräsentativer Untersuchungsteilraum (UTR) ausgewiesen. Für jeden UTR wurden Catenen auf Hängen mit charakteristischer Ausprägung in Bezug auf Relief und Geologie angelegt. Dies ergab 3 bis 4 Catenen pro 625 ha großem UTR für jeden Großraum.

2.2 Bodenkundliche Aufnahme

Entlang jeder Catena wurden 2 bis 4 Bodenprofile angelegt und nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) aufgenommen. Im Labor wurden Skelettgehalte, Korngrößen und nFK für jeden Horizont bestimmt. Die Bestimmung der nFK erfolgte mittels Stechzylindern und konnte

nur für Horizonte mit geringem bis mittlerem Skelettgehalt durchgeführt werden. Die horizontbezogenen Werte wurden zur Ermittlung der nFK_{We} genutzt. Weiterhin wurden in allen Bodenprofilen die Packungsdichte und Durchwurzelbarkeit zur Bestimmung der nFK_{dB} nach HARRACH et al. (2002) für jedes Bodenprofil im Gelände bestimmt.

2.3 Georadar

Die Georadar-Messungen im Gelände erfolgten mit einem SIR-2 Georadar-System mit einer 400 MHz Antenne und mit einem konstanten Abstand zwischen Sender und Empfänger (zero-offset). Die Eindringtiefe in die typischen periglaziären Lagen des Lahn-Dill Berglandes beträgt bis zu 2 m.

Reflexionen in den Georadar-Aufnahmen treten auf, wenn sich die Dielektrizitätszahlen ϵ_1 , ϵ_2 zweier angrenzender Materialien unterscheiden. Je größer die Unterschiede zwischen ϵ_1 und ϵ_2 sind, desto deutlicher ist folglich die Reflexion. Die Dielektrizitätszahlen variieren in Abhängigkeit vom Wassergehalt, der Textur und der Porosität des Materials der periglaziären Lagen.

Alle Radardaten wurden mit ReflexW (SANDMEIER, 2004) bearbeitet. Dabei wurden folgende Processing-Schritte angewendet:

1. Korrektur der Startzeit
2. Dekonvolution
3. Bandpass-Filter
4. Subtraktion der durchschnittlichen Spur
5. Topographische Korrektur

Die Parameter der einzelnen Arbeitsschritte des Processings wurden für die Identifizierung der Grenzen der periglaziären Lagen angepasst (BEHRENS et al., 2005).

Zur exakten Bestimmung der Geschwindigkeiten der elektromagnetischen Wellen in den einzelnen periglaziären Lagen bzw. Substraten sind Kalibrierungen an einzelnen Bodenprofilen notwendig. Dies ermöglicht eine lagenabhängige Zeit-Tiefen-Umrechnung sowie die Abschätzung der Lagenkombination, basierend auf den zugehörigen Dielektrizitätszahlen. Bei der Abschätzung der Lagenkombination aus den materialspezifischen Dielektrizitätszahlen werden auch Ergebnisse von einem in Gießen angelegten Versuchsfeld genutzt (GERBER et al., 2005).

1 Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung
Heinrich-Buff-Ring 26-32
35392 Gießen
rolf.gerber@agrar.uni-giessen.de

2 Institut für Geographie, Physische Geographie
Löbdergraben 32
07743 Jena

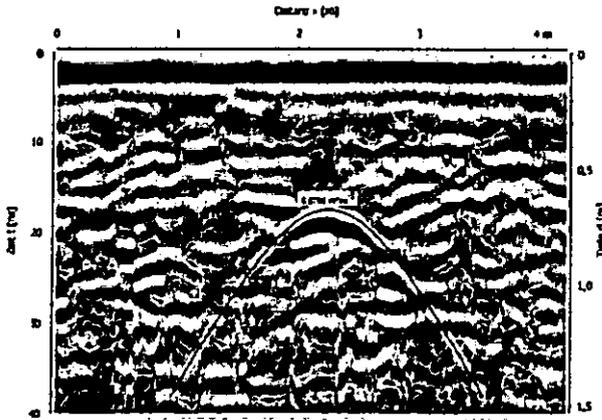


Abb. 1: Lagenspezifische Bestimmung der Wellengeschwindigkeit mittels Hyperbel-Adaption an der Basis einer Hauptlage (0 bis 60 cm Tiefe).

Zur Durchführung einer Kalibrierung wird in einem Bodenprofil ein Bohrstock rechtwinklig zur Front der Profilgrube und zur Georadarmessung sowie oberflächenparallel an den jeweiligen Schichtgrenzen eingeschlagen (Abb. 1). Die Öffnungsweite der Hyperbel, die durch den Bohrstock in der Radaraufnahme erzeugt wird, erlaubt über die Anpassung einer Hyperbel (Hyperbel Adaption) die Berechnung der durchschnittlichen Wellengeschwindigkeit für den Bereich oberhalb der Bohrstocks über:

$$v_r = 2 \sqrt{\frac{x_{n-1}^2 - x_0^2}{t_{n-1}^2 - t_0^2}} [m \cdot ns^{-1}] \quad (1).$$

Die Bestimmung der Geschwindigkeit wird in verschiedenen Tiefen wiederholt, um für jede Schicht bzw. Lage eine charakteristische Geschwindigkeit zu erhalten. Die lagenbezogene Bestimmung der Geschwindigkeit wird für die schichtweise Umrechnung der mit dem Georadar gemessenen Laufzeit in die korrekte Mächtigkeit der einzelnen Lagen genutzt. Dabei werden Kalibrierungen in allen Bodenprofilen entlang der Catena durchgeführt.

3 Ergebnisse der Kartierung von periglaziären Lagen mittels Georadar

Für die einzelnen periglaziären Lagen konnten charakteristische Reflexionsmuster erkannt und zur Identifikation der Grenzen in den Georadaraufnahmen genutzt werden. In Abb. 2 A ist exemplarisch ein Ausschnitt aus einer Catena mit Hauptlage (LH), Mittellage (LM) und Basislage (LB) dargestellt. Die lagenbezogene Korrektur der Mächtigkeit der interpretierten Lagen, d.h. die Umrechnung der gemessenen Zeit in eine Tiefenangabe wird über die Catena hinweg ab-

schnittsweise durchgeführt. Die berechnete Mächtigkeit der Lagen (Abb. 2 B) korrigiert also die scheinbaren Mächtigkeiten in der Distanz-Zeit Darstellung.

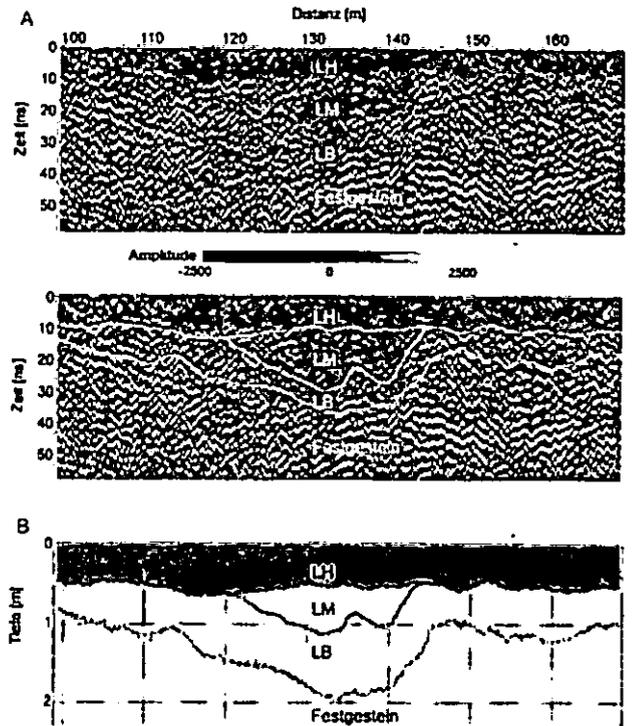


Abb. 2: Interpretierte Georadar-Aufnahme UTR2, Abschnitt 100 m bis 170 m der Catena Homberg (A), mit Korrektur der Mächtigkeit durch lagenbezogene Zeit-Tiefen Umwandlung (B).

Die Ergebnisse wurden georeferenziert und der Regionalisierung zugeführt, die mittels Künstlicher Neuronaler Netze realisiert wird. Ergebnisse aus dem ersten Großraum zeigen eine gute Übereinstimmung bei einer Validierung mit unabhängig aufgenommenen Bodenprofilen außerhalb des UTR. Die Prognose weist in Bezug auf die Validierungsprofile einen Korrelationskoeffizienten r von 0,63 (LB), 0,68 (LM) bis 0,75 (LH) auf.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung des SFB 299.

Literatur

- BEHRENS, T.; GERBER, R. und SCHOLTEN, T. (2005): Digital mapping of periglacial slope deposits using ground penetrating radar surveys on representative study sites. – *Geoderma*, submitted.
- GERBER, R.; SALAT, C.; JUNGE, A. und FELIX-HENNINGSSEN, P. (2005): GPR-based detection of periglacial slope deposits at a shallow-depth test site. – *Geoderma*, submitted.
- HARRACH, T. und SAUER, S. (2002): Bestimmung der Packungsdichte von Böden zur Identifikation hochwasserrelevanter Flächen. - Abschlussbericht für das Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, 26 S. Mainz.
- SANDMEIER, K.-J. (2004): ReflexW 3.5. Sandmeier Software, Karlsruhe.

Der internetgestützte Infodienst Grundwasserschutz des NLFb

K. Hagemann¹, U. Müller¹, W. Schäfer², H.-U. Bartsch¹

Veranlassung

Grundwasserschonende Bewirtschaftungsmaßnahmen werden in Wasserschutzgebieten regelmäßig einer Erfolgskontrolle unterzogen. Ein häufig eingesetztes Instrument ist die Herbst-Nmin-Methode, mit der der Stickstoff-Gehalt in der Wurzelzone vor Beginn der winterlichen Sickerwasserneubildung ermittelt wird. Der Zeitpunkt der Probenahme ist von herausragender Bedeutung, da

eine zu frühe Beprobung den maximalen Nmin-Gehalt des Bodens im Herbst unterschätzt. Bei verspäteter Probenahme nach Beginn der Sickerwasserbildung werden Teile des Nitrats in nicht beprobte Schichten verlagert und nicht mehr erfasst. Der optimale Beprobungstermin für Herbst-Nmin hängt im Wesentlichen vom Standort und der Niederschlagsverteilung ab. Studien zur Aussagefähigkeit der Erfolgskontrolle zeigten, dass es durch nichtrepräsentative und unzeitgerechte Probenahme zu erheblichen Fehleinschätzungen und entsprechend zu falsch eingesetzten Ausgleichszahlungen im Rahmen des Grundwasserschutzes gekommen ist.

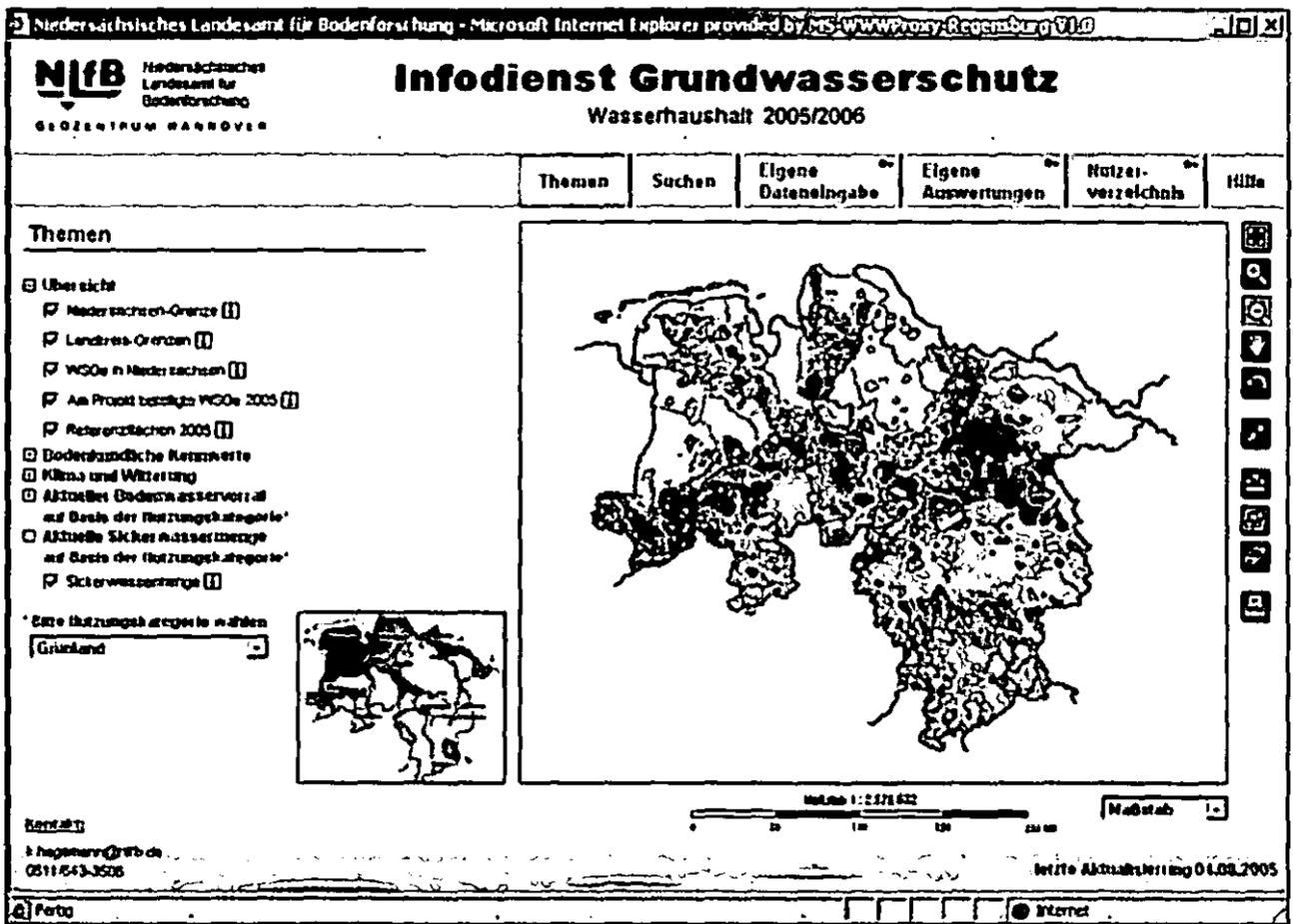


Abb. 1: Der Infodienst Grundwasserschutz im Internet

Methodik

Aus dieser Problematik heraus wurde am NLFb eine Methode entwickelt, um die Erfolgskontrolle zu optimieren. Ausgehend von einem immer dichter werdenden Netz von repräsentativen Standorten in Niedersachsen werden standortangepasste opti-

male Beprobungstermine an die Zusatzberater weitergegeben. An den Standorten wurden die notwendigen Bodenkennwerte ermittelt. Mit einem Startwassergehalt und Wetterdaten wird mit Hilfe eines Wasserhaushaltsmodells nach WENDLING et al. (1991) der tägliche Boden-

¹ Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Stilleweg 2, 30665 Hannover (k.hagemann@nlfb.de, u.mueller@nlfb.de, hu.bartsch@nlfb.de)

² Bodentechnologisches Institut Bremen, Friedrich-Missler Str. 46-50, 28211 Bremen (w.schaefer@nlfb.de)

wasserhaushalt berechnet (DVWK 1996). Hieraus werden Prognosen zum Eintritt von Sickerwasser (Nitratverlagerung) gegeben.

Das Modell liefert neben dem aktuellen Bodenwassergehalt auch die kumulativen Niederschlags- und Verdunstungsmengen sowie die aufgetretene Sickerwassermenge bezogen auf den Berechnungszeitraum.

Z.Z. sind über 100 Referenzflächen angeschlossen und es werden ca. 90 Berater aus Landwirtschaftskammern, Landbauberatung, Ing.Büros und NLWKN informiert.

Ablauf des Infodienstes Grundwasserschutz

Von den wasserwirtschaftlichen Zusatzberatern werden gebietsrepräsentative Referenzflächen in den Wasserschutzgebieten ausgewählt und beim NLfB für die Wasserhaushaltssimulation angemeldet.

Die Methoden-Eingangsdaten werden von den Beratern, aus dem NIBIS® (Niedersächsisches Bodeninformationssystem), vom Deutschen Wetterdienst sowie von den Wasserwerken und den Landwirten vor Ort bereitgestellt. Ab Herbstbeginn bekommen die Berater die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation wöchentlich über Email zugeschickt bzw. können ab Oktober diesen Jahres die Ergebnisse über den internetgestützten Infodienst Grundwasserschutz abrufen.

Der Internetdienst

Der „Infodienst Grundwasserschutz“ ist eine internetgestützte Fach-Anwendung, welche Informationen zu den Themen Klima, Boden und Wasser primär für die landwirtschaftliche Zusatzberatung in Wasserschutzgebieten, aber auch für andere interessierte Nutzer zur Verfügung stellt. Die Bodenfeuchteentwicklung wird tagesaktuell für verschiedene Ackerkulturen und Böden simuliert und im Kartenserver regionalisiert dargestellt.

Neben statischen Karten wie z.B. zur jährlichen Grundwasserneubildung gibt es auch dynamische Karten, welche in regelmäßigen Abständen auf dem Server aktualisiert werden.

Die Ergebnisse zum tagesaktuellen Bodenwasservorrat werden im Internet angeboten:

- **flächendeckend für große Teile Niedersachsens.** Es stehen großräumige Auswertungskarten zur Verfügung, mit denen sich der Nutzer zunächst mal einen Überblick verschaffen kann, in welchen Bereichen in Niedersachsen beispielsweise die Böden zu einem bestimmten Zeitpunkt im Jahr schon wassergesättigt sind oder nicht. Der Bodenwasser-

haushalt wird nutzungsdifferenziert z.B. für Getreide und Grünland dargestellt.

- **flächendeckend für Wasserschutzgebiete mit Auswertungstabelle** als Datengrundlage für die Erfolgskontrolle. Damit kann z.B. eine Abschätzung gemacht werden wie hoch die Sickerwasserrate in einem bestimmten WSG in der letzten Sickerwasserperiode gewesen ist.
- **für Referenzflächen in Niedersachsen** zur standortgenauen Simulation. Für die Acker schläge können verschiedene Szenarien durchgerechnet werden wie z.B. die Bodenfeuchteentwicklung mit und ohne Anbau einer Zwischenfrucht im Winter.

Der Internet-Dienst kann voraussichtlich ab Oktober diesen Jahres im Internet abgerufen werden (www.nlfb.de).

Literatur

DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. DVWK-Fachausschuss „Verdunstung“, 238 S.; Bonn.

GÖDECKE, B & K. HAGEMANN (2003): Vorläufige Empfehlungen zur Durchführung von Herbst-Nmin-Programmen. -Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hrsg.). Grundwasser 3.,15 S.

HAGEMANN, K. (2004): Landesweiter Infodienst zur Sickerwassergüte – Optimierung der Herbst-Nmin-Methode. In: Tagungsband zum Grundwasserworkshop VIII des NLO am 15.10.2003 in Hildesheim.

HAGEMANN, K., KLEEFISCH, B. & W. SCHÄFER (2004): Witterungsdaten der Intensiv-Boden-Dauerbeobachtungsflächen (BDF-I) und assoziierter Messstationen. -Arbeitshefte Boden. 2004/4. S. 67 – 76.

HILLEBRAND, S. (2002): Verbesserung der Aussagekraft von Herbst-Nmin-Werten durch die Optimierung des Probenahmetermins. Arbeitshefte Boden 3. S. 122 – 129.

LÖPMEIER, F.-J. (1994): Berechnung der Bodenfeuchte und Verdunstung mittels agrarmeteorologischer Modelle. Z.Bewässerungswirtschaft 29 (1994), S. 157-167

WENDLING, U.; SCHELLIN, H.-G. & M. THOMÄ (1991): Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. Z. Meteorol. 41 (1991), S. 468-475

Bildanalytische Auswertungen von Bodenprofilfotos zur objektivierten Horizontdifferenzierung

Jens Hannemann *

1. Motivation

Bodenprofilfotos stellen äußerst wertvolle qualitative Daten dar, die stärker in Interpretationen für bodenkundliche Fragestellungen einbezogen werden müssen. Sie sind einerseits ein wichtiges und unwiederbringliches Zeitdokument, das den visuellen Eindruck zum Zeitpunkt der Ansprache durch den Bodenkundler am besten wiedergibt und andererseits eine Datengrundlage liefert, die die Ansprache des im Feld angesprochenen Bodenprofils nachvollziehen lässt. Bildverarbeitungsmethoden erlauben dabei mit Hilfe von Farbcharakteristiken eine objektivere Analyse der morphologischen Merkmale der Horizonte.

2. Material und Methode

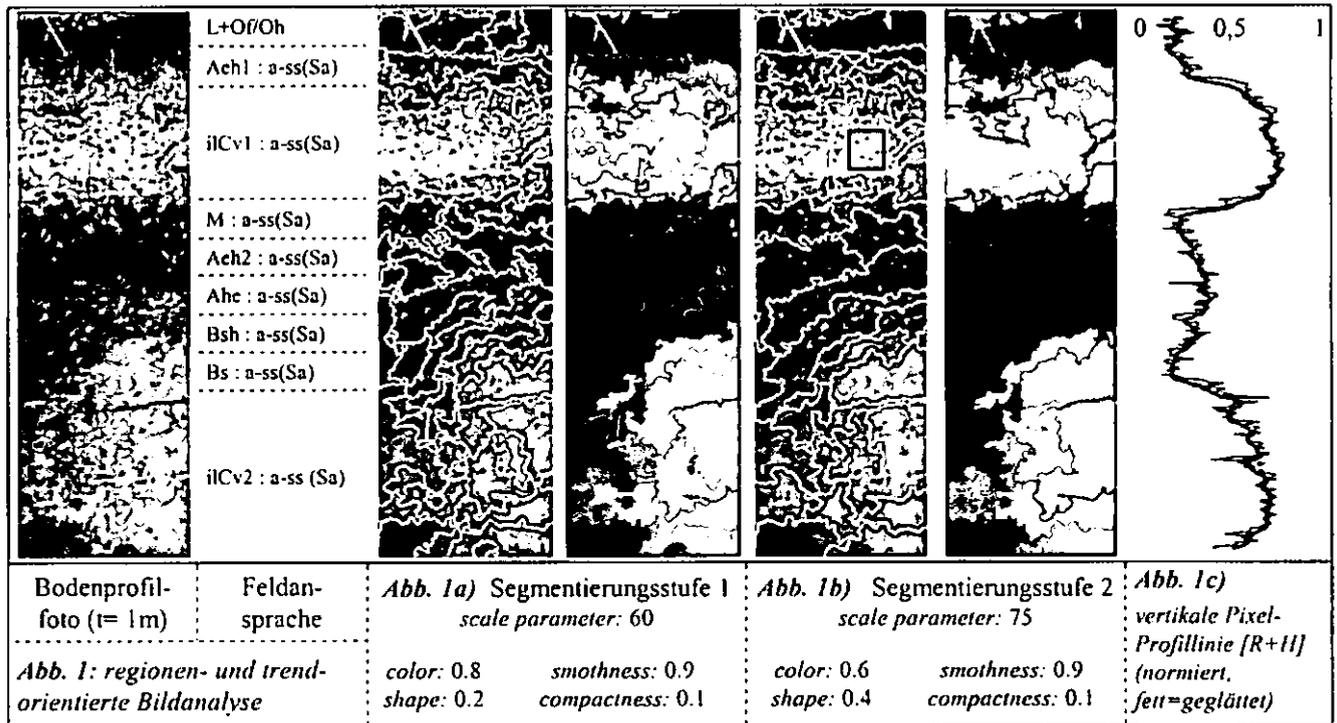
Verwendet werden Fotos unterschiedlicher Auflösung von Schürfgruben oder anderen Aufschlüssen. Nach einem nachträglichem Weißabgleich wird das Profil einerseits über die gesamte Bildlänge, sowie andererseits in einzelnen, ausgewählten Bildbereichen bildanalytisch untersucht. Es wird davon ausgegangen, dass dabei die Merkmale *Humus*, *Kalk*, *Eisen* und *Bleichung* als

- Vermeidung von Schattenwurf
- Reduktion der Verzerrung (Zentrierung & Parallelisierung von Profilwand- und Bildebene)
- Weißabgleich und Verwendung von Farb- / Graukeil
- gleichmäßige Ausleuchtung und Durchfeuchtung der Profilwand
- saubere, weitgehend ebene Profilwand
- definierter Abstand von Kamera und Profilwand
- hohe Auflösung, unkomprimierte Datenformate

4. Bildanalyse

a) regionenorientiert

Die Bildanalyse stützt sich hier primär auf den Ansatz weitgehend homogene Bildbereiche zu extrahieren bzw. segmentieren. Es werden die Farbwerte der Pixel unter Berücksichtigung ihrer Nachbarschaftsbeziehungen betrachtet. Inhaltlich zusammenhängende Regionen werden durch Zusammenfassung benachbarter Pixel entsprechend definierter Homogenitätskriterien erzeugt. Die Segmentierung wurde mit der Software eCognition® durchgeführt (siehe Abb. 1a und 1b). Dabei bestimmt der *scale parameter* die maximal zulässige Heterogenität und damit die Größe der Segmente. Die Parameter *color* (Farbe), *shape* (Form), *smoothness* (Glattheit) und *compactness* (Kompaktheit) definieren die innere und äußere Homogenität. Die Segmente bilden Bereiche, wo



besonders farbsensitiv einzustufen sind.

3. Optimierung der Aufnahmebedingungen

Für die Optimierung der Aufnahmebedingungen sollten nach Möglichkeit folgende Bedingungen erfüllt werden können:

unter Umständen eine weitere Horizontunterteilung, eine neue Horizontabgrenzung und differenziertere Probenahme vorzunehmen ist. Die Analyse der so gewonnen Proben erlaubt dabei Korrelationsuntersuchungen zu den unter Abschnitt 2 genannten Merkmalen, sowie zu den bodenkundlich gebräuchlichen MUNSELL-Codes (Albrecht et al., 2004) und Farbmessungen am Profil. Die im Feld vorgenommenen Einstufungen und Analysenwerte können mit den Fotos abgeglichen werden. Die RGB-Werte-Verteilung in Abb. 2 (Kennlinien) stellt einen

* Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow (Außenstelle)
email : hannemann@lbgrr.org

„Fingerabdruck“ typischer Horizontbereiche bzw. Segmente dar und erlaubt dabei die Übertragung der Horizontklassifikation auf andere Bilder mit Bereichen gleichen Kennlinienspektrums. Die Segmente werden mit ihren Kennlinienspektren in einer Datenbank vorgehalten und dienen so als Identifikationsmuster für die Horizonte.

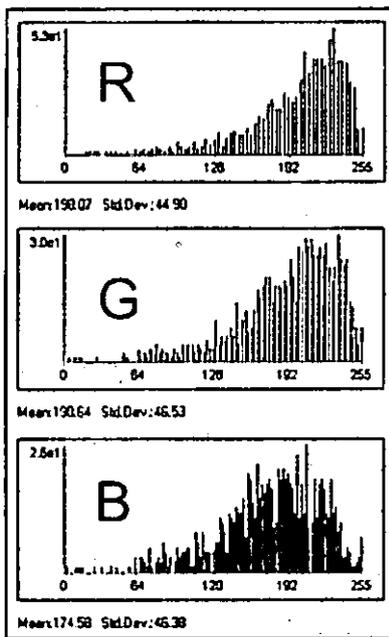


Abb. 2: RGB- Werteverteilung als „Fingerabdruck“ für Horizonte, Horizontbereiche oder Segmente (hier: Rechteck aus Abb. 1b)

b) trendorientiert

Der Verlauf der Pixel-Profilinie (siehe Abb. 1c) charakterisiert den Farbverlauf entlang eines vertikalen Schnittes und markiert den Trend der tiefenbezogenen Farbentwicklung. Weiterhin ist zu klären, inwieweit beispielsweise die Tiefenfunktion von Kalk-, Humus- und Eisengehalt diesem Trend folgt. Dargestellt sind die summierten Werte des Rot-Anteils (R) und der Helligkeit (H). Sie dienen unter anderem auch der Ableitung von Fuzzy-Profilen (Ameskamp, 1998). Diese Profile berücksichtigen die kontinuierlichen Merkmalsübergänge durch die Definition von Zugehörigkeitsgraden der jeweils hangenden bzw. liegenden Horizonte, u.a. bei unterschiedlichen Tiefen bzw. Mächtigkeiten (siehe Abb. 3 links). Die gestrichelte Linie symbolisiert die Mehrfachzugehörigkeiten von Horizonten in einer bestimmten Tiefe. Die Abbildungen 3 (Mitte) und 3 (rechts) zeigen das Ergebnis einer vertikalen Teilung des Originalbildes aus Abbildung 1 in zwei und vier gleichbreite Streifen, deren Überlagerung und anschließende Segmentierung. Ziel der so erzeugten synthetischen Profile ist dabei eine quasi gemittelte Grenzfindung der Horizonte. Es wird versucht, diese Methode auch über mehrere Bilder zur weiteren flächenmäßigen Charakterisierung von Bodeneinheiten heranzuziehen.

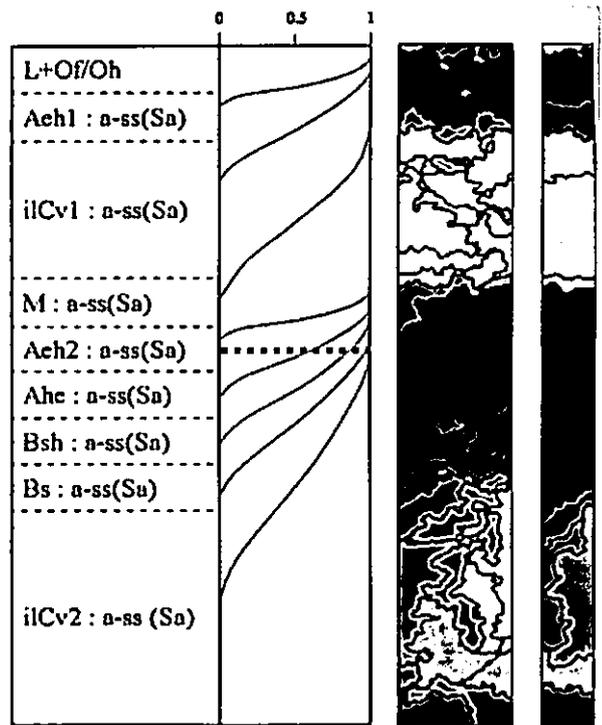


Abb. 3: Fuzzy-Profil (links: als Funktion von Tiefe und Klassifizierung; Mitte: als 2-fach überlagerte u. segmentierte vertikale Bildstreifen; rechts: als 4-fach überlagerte u. segmentierte vertikale Bildstreifen

5. Ergebnis und Ziele

Die Analyse von Bodenprofilfotos kann als wichtige, unterstützende Methode zur Interpretation visuell in Erscheinung tretender Bodenmerkmale herangezogen werden. Sie erlaubt nach ersten Untersuchungen eine Differenzierung der im Feld angesprochenen Horizonte bzw. der dominierenden, makroskopischen, horizontbeschreibenden Merkmale. Dafür werden Bildsegmentierungen unter Setzung von Homogenitätskriterien durchgeführt. Der vertikale Farbverlauf kann dabei zur Definition der Tiefenfunktion von Kalk-, Humus- und Eisengehalt herangezogen werden.

6. Literatur und Software

Albrecht, C., B. Huwe & R. Jahn (2004): Zuordnung des Munsell-Codes zu einem Farbnamen nach bodenkundlichen Kriterien. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 60-65

Ameskamp, M. & J. Lamp (1998): Three-dimensional Soil Prediction – Fuzzy-Rules and a GIS. European Soil Bureau, Research Report No. 4, pp. 243 – 249, Ispra

Hannemann, J. (2003): Die Berücksichtigung inhaltlicher und räumlicher Unschärfen bei der GIS-unterstützten Erstellung der bodengeologischen Karte von Brandenburg im Maßstab 1 : 50 000 – ein Test am Beispiel des Blatts Königs Wusterhausen. Brandenburgische Geowiss. Beitr., Heft 1/2, S. 61-76

Karte der Bodenregionen der Europäischen Union und ihrer Nachbarstaaten im Maßstab 1:5.000.000

von

Reinhard Hartwich¹, Stefanie Thiele¹,
Rainer Baritz², Michael Fuchs¹, Dietmar Krug²

Einleitung

Bereits 1998 gab das *European Soil Bureau (ESB)* unter Mitwirkung der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) eine Arbeitsanleitung heraus, in der die Methoden zur Schaffung einer abgestimmten europäischen Bodendatenbank beschrieben werden. Dieses „*Manual of Procedures of the Georeferenced Soil Database for Europe*“ enthält auch eine erste Version einer Bodenregionenkarte Europas. Die jetzt vorgelegte, deutlich veränderte Version 2.0 ist in ein Programm des *European Soil Bureau Network* eingebunden und wurde vor allem aus drei Gründen notwendig:

1. Seit 1998 erfolgte eine Umstellung auf die internationale Bodenklassifikation „*World Reference Base for Soil Resources (WRB)*“.
2. Die „*Soil Geographical Database of Europe 1:1.000.000*“ wurde zwischenzeitlich inhaltlich bedeutend verbessert und räumlich ausgedehnt. Damit stehen die erforderlichen Grunddaten für die neuen EU-Mitgliedsländer, für Osteuropa sowie für die Türkei zur Verfügung.
3. Zur Ermöglichung direkter Verschneidungen mit Kartenunterlagen aus anderen Ländern sowie mit graphischen Darstellungen aus der EU-Bodendatenbank musste die topographische Grundlage auf die *Digital Chart of the World* umgestellt werden.

Allgemeine Kennzeichnung und Zweck der Bodenregionen

Als natürliche bodengeographische Einheiten stellen die Bodenregionen auch auf EU-Ebene räumlich und inhaltlich das am stärksten zusammenfassende Generalisierungsniveau dar. Sie enthalten keine bodenkundlichen Detailinformationen, denn ihre Grenzen sind dem kleinen Maßstab entsprechend stark generalisiert und nur für kleinmaßstäbige Darstellungen und Anwendungen gedacht. Bodenregionen sind auch eine Gliederungskategorie in Legenden und Bodendatenbanken. Damit erfüllen sie gleichzeitig mehrere Aufgaben:

- Sie sind eine erste Informationsquelle für die Bewertung und Gliederung der Böden Europas.
- Ihre Kartendarstellung ermöglicht einen schnellen Überblick über die Bodenverbreitung in einem länderübergreifenden Gebiet.
- Sie dienen dem Vergleich der Bodenbildungsbedingungen in verschiedenen Klimagebieten Europas.
- Als Gliederungskategorie in einer Bodendatenbank werden den Bodenregionen die Daten der typischen Bodenlandschaften und Bodengesellschaften zugeordnet.
- Sie bilden die Grundlage für die Auswahl von Pilotgebieten für den Aufbau der *Georeferenced Soil Database for Europe at scale 1:250.000*.

Bestandteile des Projektes

Das Projekt „Bodenregionenkarte der Europäischen Union und ihrer Nachbarstaaten“ besteht aus drei Hauptteilen:

1. die Karte mit Blattrandlegende
2. das Erläuterungsheft
3. die Datenbank

Die Karte im Maßstab 1:5.000.000.

Die Karte enthält 284 Bodenregionen, die durch Grenzen, Farben und Kennnummern sowie im Hintergrund durch eine Reliefdarstellung gekennzeichnet sind. Dadurch kann visuell eine direkte Verbindung zwischen Bodenformen, Höhenlage und Hauptgeländeformen vermittelt werden. Die wichtigsten Grundlagen, die zur Abgrenzung der Bodenregionen führten, sind in Abbildung 1 genannt.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe

¹ Dienstbereich Berlin, Wilhelmstr. 25–30, 13593 Berlin

² Stilleweg 2, 30655 Hannover

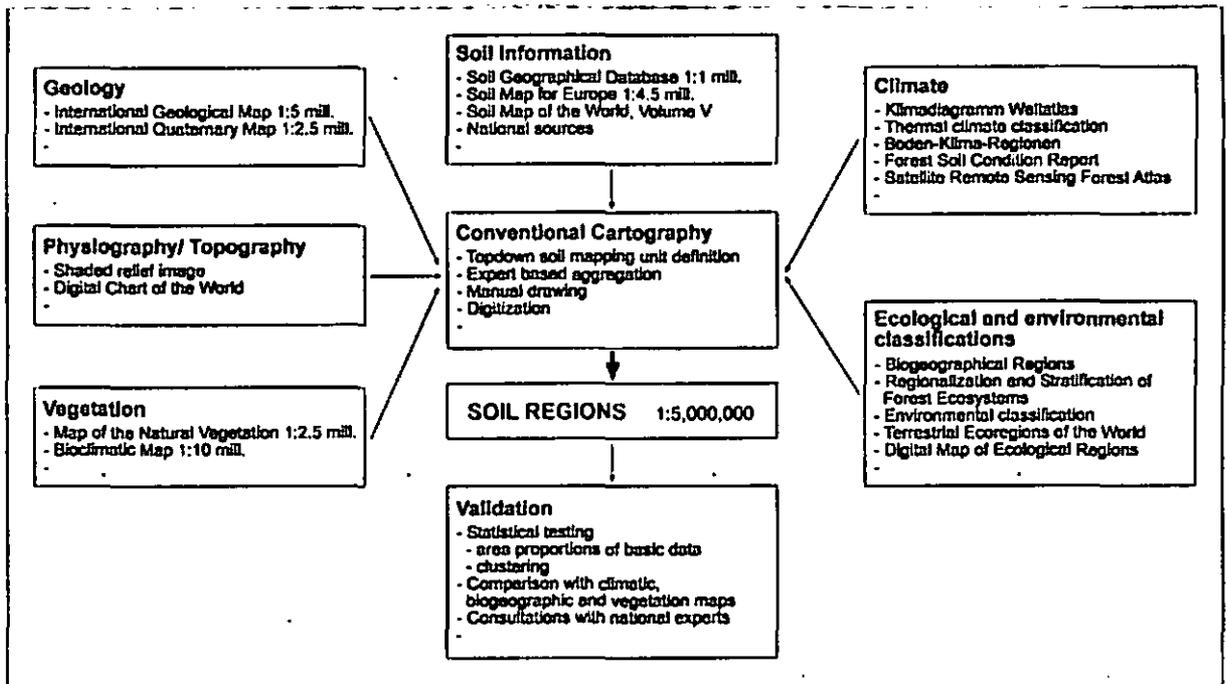


Abb. 1: Vernetzung der Datenquellen zur Abgrenzung und Bewertung der Bodenregionen

In der Blattrandlegende, die nach Klimagebieten gegliedert ist, werden nur die Leitböden und die wichtigsten Bodenausgangsgesteine aufgeführt. Eine ausführliche inhaltliche Beschreibung der Bodenregionen erfolgt im Erläuterungsheft.

Das Erläuterungsheft

Im Begleitheft werden, neben allgemeinen Angaben zum Zweck und zum Aufbau der Bodenregionenkarte, die Böden und ihre Bildungsfaktoren Klima, Ausgangsgesteine, Relief, Landnutzung ausführlich beschrieben sowie Beispiele für die Anwendungsmöglichkeiten der Karte vorgestellt. Diskutiert wird auch die Beziehung der Bodenregionen zu den Klimagebieten sowie zu regional-ökologischen Gliederungen Europas.

In 33 Nebenkarten sind die Klima-, Relief- und Landnutzungsverhältnisse sowie die Verbreitung der Böden und der Bodenausgangsgesteine in Europa dargestellt. Die Böden werden darin, bezogen auf die Bodenregion, jeweils in den drei Stufen *dominant*, *co-dominant* und *associated* abgebildet. Die Karte der Klimagebiete enthält 35 Areale, die auf der Grundlage der *FAO Climate Classification* abgegrenzt wurden und sich hinsichtlich Durchschnittstemperatur, Jahresniederschlag und Länge der Vegetationsperiode deutlich unterscheiden. In der Karte der Bodenausgangsgesteine wird die

Verbreitung von 18 Gesteinskomplexen gezeigt. Diese sind von Bedeutung, da sie sich auf die mineralische Zusammensetzung, auf den Chemismus und die Struktur der Böden und damit auf deren Fruchtbarkeit bzw. Nährstoffversorgung auswirken. Bei Auswertungen der Bodenregionenkarte müssen auch die Beziehungen der Böden zum Relief und zur Landnutzung berücksichtigt werden. Daher enthalten die Reliefkarten das Grundrelief Europas sowie Höhen- und Hangneigungen und die Landnutzungskarten beinhalten die dominanten Nutzungsmuster sowie deren Heterogenität in den Bodenregionen.

Die Datenbank

Während Karte und Erläuterungen vorliegen, ist mit dem Aufbau der Datenbank erst begonnen worden. Sie enthält Sachdaten zur Kennzeichnung der Bodenregionen und Geometriedaten, die über Kennnummern mit den Sachdaten verknüpft sind. Außerdem baut sie auf unterschiedliche Aggregierungs- und Generalisierungsstufen auf, um sowohl Bodenwissenschaftlern die notwendigen Fachinformationen zur Verfügung zu stellen, als auch Politikern, die auf europäischer Ebene Entscheidungen zu Landwirtschafts- und Umweltfragen zu treffen haben, eine Beratungsgrundlage zu bieten.

Genese und Aufbau periglazialer Lockersedimentdeckenkomplexe und ihre Bedeutung für die Bodenansprache- Beispiele aus Mitteldeutschland und Kleinpolen

Jürgen Heinrich*, Annett Krüger* und Kararzyna Ostaszewska**

Problem- und Zielstellung

Eine Parallelisierung der pleistozänen periglazialen Lagen des Mittelgebirgsraums mit Sedimenten des Tieflandes („Perstruktionszonen“) ist immer noch nicht befriedigend gelöst. Zu erwarten ist, dass klimainduzierte geomorphologische Prozessdynamiken des periglazialen Milieus zeitgleich in unterschiedlichen Räumen parallelisierbare Produkte hervorgebracht haben. Kleinräumige Fazieswechsel sind möglich und werden vom Relief und den liegenden Gesteinen bestimmt. Komplexe Modellvorstellungen zur Genese periglazialer Sedimentabfolgen sind u.a. für bodengenetische Fragestellungen unverzichtbar.

Im Vergleich mit KA4 wendet KA5 erstmals das „Lagenkonzept“ auch für periglazial überformte glazial geprägte Tieflandsbereiche an (vgl. KA5: Abb. 29). Unvereinbar sind damit die in Abb. 29 ausgewiesenen Sedimenttypen (Mittellagen = Schmelzwassersand oder Geschiebemergel) mit der Charakterisierung der periglaziären Lagen in Kap. 5.6.13.7.2.2 der KA5 (vgl. AG Boden 2005:180ff).

Eine Überprüfung der Anwendungsmöglichkeiten des Lagenmodells des Mittelgebirgsbereichs unter enger Berücksichtigung der Rekonstruktion periglazialer geomorphologischer Prozessmerkmale wurde von uns für glazial geprägte Gebiete Mitteldeutschlands in der Leipziger Tieflandsbucht an zahlreichen Aufschlüssen durchgeführt. Vergleichende Untersuchungen fanden in glazial/periglazial überformten Mergellandschaften Kleinpolens südlich von Kielce statt (Region Pinczow). Zentrale Zielsetzungen bestehen in der makroskopischen Erfassung von Sedimentwechseln, der Validierung dieser Ergebnisse durch laboranalytische Untersuchungen, einer Analyse der Koinzidenzen von unterschiedlichen Verwitterungsmerkmalen und Substratwechseln innerhalb einzelner Profile, der Ableitung vertikal und horizontal wirksamer

substrat-differenzierender periglazialer geomorphologischer Prozessabfolgen und schließlich der Übertragungsmöglichkeit regional gewonnener Befunde auf angrenzende Gebiete.

Ergebnisse

Im Altmoränengebiet Mitteldeutschlands sind periglazial entstandene Sedimentkomplexe ubiquitär verbreitet. Allgemeingültige Merkmalsausprägungen lassen folgende Entwicklungen ableiten: Präquartäre oder ältere quartäre Ablagerungen wurden saalezeitlich von Sedimenten der glazialen Serie überdeckt, z.B. Moränen (Geschiebemergel/-sande/-kiese) oder Sandersedimenten. Auf diesen vermutlich schon eemzeitlich tiefgründig entkalkten und tonig verwitterten Ablagerungen ist als weichselzeitliche Abtragungsdiskordanz ein Steinpflaster aus groben Kiesen/Geschieben entwickelt. Es enthält zahlreiche Windkanter. In tonig verwitterte Saalemoränen sind örtlich bis zwei Meter tief reichende Sandkeile (fmS) eingeschaltet. Stellenweise wurden diese sandigen Füllungen mit dem angrenzenden Moränenmaterial bis etwa 1,5 m Profiltiefe (unvollständig) kryoturbar vermischt. Über dem Steinpflaster liegt eine ca. 30 bis 70 cm, stellenweise auch bis zu 100 cm mächtige Sedimentdecke, die in den nördlichen Teilen der Tieflandsbucht vorwiegend Sandanteile (Treibsand) und nach Süden zunehmend höhere Schluffanteile (Löblehm) aufweist. In diese äolisch faziell differenzierte Decke sind durch frostdynamische Prozesse nahezu immer Komponenten aus dem Steinpflaster eingemischt. Bei vorherrschend landwirtschaftlicher Nutzung ist in diesem Sediment der Ap-Horizont entwickelt. Geringe Mächtigkeiten dieser Sedimentdecke weisen auf Erosionsprozesse hin. Die ursprüngliche natürliche Mächtigkeit sollte im ebenen bis schwach geneigten Relief etwa 50 bis 100 cm aufgewiesen haben. An einigen geschützten Standorten lassen sich bei größerer Mächtigkeit von bis zu 100 cm in vorherrschend sandig-kiesigem Material für den oberen Teil dieses Sediments erhöhte Schluffgehalte belegen (ca. 3 % -8 %).

Für die glazial/ periglazial überformten Mergellandschaften Südpolens wurden deutliche Übereinstimmungen im Sedimentaufbau nachgewiesen. Die Rekonstruktion der natürlichen Verhältnisse wird dort aber in ähnlicher Weise wie in den deutschen Kalk-

*Universität Leipzig, Institut für Geographie, Johannisallee 19a, 04103 Leipzig, jhein@rz.uni-leipzig.de

**Universität Warschau, Institut für Geographie

landschaften durch erhebliche Bodenerosion erschwert.

Diskussion

Unseres Erachtens lässt das aus zahlreichen Einzelbefunden abgeleitete oben beschriebene „Modellprofil“ eine Anwendung des Lagenkonzeptes des Mittelgebirgsbereichs ohne wesentliche Einschränkungen für den glazial geprägten Tieflandsbereich zu. Die im Untergrund anstehenden saalezeitlichen Geschiebemergel oder Sandersedimente verwitterten schon im Eem-Interglazial zu tiefgründigen Parabraun- oder Bänderparabraunerden (heutige fBt- oder fBbt-Horizonte). Während nachfolgender kaltzeitlicher Bedingungen wurden die oberen Teile stellenweise kryoturbat gestört, Grobmaterial froh auf oder wurde durch selektiven Abtrag an der Geländeoberfläche residual angereichert. Diese Prozesskombination entspricht der Genese der Basislagen des Mittelgebirgsbereichs. Trocken-kalte Bedingungen führten anschließend zu Frostkontraktionen in den anstehenden Sedimentgesteinen und zu äolischen Transportprozessen. Vereinzelt Gesteinskomponenten an der Oberfläche wurden dabei windgekantet. Äolische Einträge (Treibsand, Sandlöß, Löß) erfolgten in Frostkontraktionsrissen oder auf der Oberfläche der älteren Sedimente. In Abhängigkeit vom Substrat (Tongehalt) wurden diese äolischen Sedimente anschließend mehr oder weniger stark mit den verwitterten Moränenablagerungen kryoturbat verwürgt. Die äolische Sedimentation und nachfolgende Umlagerung entspricht den Formungsprozessen bei der Entstehung der Mittellagen.

Häufig fehlen im sandig-kiesigem Untergrundmaterial, stellenweise aber auch in der Moräne Vermischungen mit anstehenden Sedimenten. Dann repräsentiert die oberhalb des Steinpflasters entwickelte, ubiquitär verbreitete, primär äolisch geprägte Decke die Mittellage. Während der Jüngerer Tundrenzeit wurde diese entsprechend den Verhältnissen im Mittelgebirgsbereich letztmalig kryoturbat und äolisch überprägt. Bei geringen Mächtigkeiten reichten diese jüngeren Überprägungen bis zur Basis der Mittellage. Das Material der Mittellage ging damit vollständig in der Hauptlage auf. Bei mächtigeren Mittellagen von z.B. 100 cm entwickelte sich die Hauptlage mit einem makroskopisch deutlich erkennbaren höheren Schluffgehalt nur in den oberen Teilen der

liegenden Mittellage (ca 50 cm = ehemaliger active layer). Die tieferen Partien lagen im Permafrost (passive layer) und blieben von diesen Überformungen unbeeinflusst. An diese periglaziären Sedimentgesteinskomplexe sind polygenetisch entstandene Bodenkomplexe gebunden. Typische Horizontabfolgen lauten deshalb z.B.: Ap-Bv-II f Bb-IIIcCv-Profil (Braunerde aus Hauptlage über fossilem tonig gebändertem Unterboden aus kryoturbat überformten glazialen Sanden/Kiesen (LB), oder Ap-Bv-II f Bt-IIIcCc-IIIcCv-IVICv Braunerde aus Hauptlage über fossilem Bt-Horizont in kryoturbat überformten Geschiebelehm (LB) über Geschiebemergel über glazigenen Kiesen. Sofern sich in flacheren Lagen Staunäsemerkmale einstellen, werden mehrschichtige Pseudogleye aus Hauptlage über Basislage mit der Profilabfolge Ap-Sw-II f BtSd angesprochen. Die Koinzidenz von Horizont- und Sedimentgrenzen wurde für die meisten Profile in Mitteldeutschland und Kleinpolen sowohl makroskopisch, als auch durch umfangreiche unterstützende Laboranalytik sicher nachgewiesen (Heinrich, Krüger 2005). Bei der laboranalytischen Abgrenzung von Sedimentdecken erbrachten folgende Untersuchungsmethoden befriedigende Ergebnisse: Korngrößenanalytik; Bestimmung leicht löslicher Metalle durch Elution nach DIN 38 414 S4 sowie der Metallgesamtgehalte nach Aufschluss entsprechend DIN 38 414 S7 und anschließender Flammen-AAS.

Ausblick

Die Deckschichtengliederung des Mittelgebirgsraums und daran gebundene Bodenkomplexe lassen sich quasi 1:1 auf glazial/periglazial geformte Tiefländer Mitteldeutschlands und Südpolens übertragen. Es bilden jeweils periglazial entstandene Sedimentdeckenkomplexe den erdoberflächennahen Untergrund; für die das Lagenkonzept mit der Unterscheidung in Haupt-, Mittel- und Basislage uneingeschränkt Anwendung finden kann. An die Sedimentkomplexe sind polygenetische Bodenkomplexe gebunden. Eine genaue zeitliche Einordnung der Lagen wird durch weitere Untersuchungen angestrebt.

Literatur

AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. Auflage.
Heinrich, J., Krüger, A. (2005): Studienprojekt „Auswirkungen kleinparzellierter Landnutzung auf aktuelle Prozesse der Morphydynamik und die Bodenentwicklung in Landschaften Kleinpolems“, Universität Leipzig, Institut für Geographie, 121 S., unveröffentlicht.

Entwicklung eines Validierungsverfahrens für eine Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung auf der Basis der Klassenzeichen der Bodenschätzung

Nils Hempelmann¹, Christian Opp¹, Thomas Vorderbrügge²

Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz“ (FRIEDRICH ET AL., 2003) werden Methoden zur bodenkundlichen Interpretation der Klassenzeichen und der Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung erarbeitet. Um deren Gültigkeit im Feld zu bestimmen und qualitativ zu bewerten, ist eine Validierung notwendig.

Anhand einer Methode, mit der die Verschlammungsneigung von Ackerflächen bestimmt werden kann, wird die prinzipielle Vorgehensweise für eine solche Validierung aufgezeigt.

Material und Methoden

Die Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung für Ackerflächen basiert auf dem Prinzip der ABAG (AUERSWALD & SCHWERTMANN, 1988). Unter der Annahme, dass sich die Verschlammungsneigung an Standorten aus den Faktoren der Niederschlagverhältnisse (R-Faktor) und Erodibilität (K-Faktor) als relativer Wert prognostizieren lassen, wird mit der Verknüpfungsregel R-Faktor multipliziert mit K-Faktor die Verschlammungsneigung prognostiziert (ELHAUS, 2001).

Die Werte, die den R-Faktor repräsentieren, resultieren aus den für Hessen berechneten R-Werten (MOLLENHAUER ET AL., 1990). Der K-Faktor wird aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung abgeleitet und in Abhängigkeit von den Klassenzeichenangaben der Bodenart, der Entstehungsart sowie der Zustandsstufe zugeordnet.

Dieser numerische Prognosewert der Verschlammungsneigung ist mit beispielhaft erhobenen empirischen Daten verifiziert worden.

Die empirischen Daten stammen aus fünf Testmarkungen unterschiedlicher Naturräume Hessens.

Neben den Standortfaktoren Relief, Position am Hang, Bodenart (nach KA4), Bodenbedeckung und Bearbeitung, wurden an den Messpunkten mit Hilfe eines Schätzungsschlüssels der aktuelle Zustand des Mikroreliefs, in Abhängigkeit von der Aggregatzerstörung und Verschlammungskrustenausbildung aufgenommen.

Unter Verwendung unterschiedlicher statistischer Parameter wurden die Datensätze aus der Geländearbeit mit den numerischen Daten der Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung verifiziert.

Mit einem Klassifikationssystem konnte daraufhin eine qualitative Bewertung der Methode in den unterschiedlichen Naturräumen sowie eine Gesamtbeurteilung beispielhaft vorgenommen werden.

Ergebnisse

Die Grenzen des Validierungssystems sowie der Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung auf Basis der Klassenzeichen wurden anhand der beispielhaften Durchführung herausgearbeitet und durch Vergleiche mit anderen Arbeiten diskutiert.

Daraus entstand ein Vorschlag zur Durchführung von Validierungen für die Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung auf Basis der Klassenzeichen.

Prinzipiell erfolgt die Validierung in zwei Teilbereichen. Einem internen, in dem die theoretische Grundlage und die daraus resultierenden Eingangsdaten bewertet werden.

Desweiteren erfolgt die Validierung der Methode über einen externen Teil. Dieser basiert vorwiegend auf der Verifizierung der numerischen Prognosewerte durch empirisch erhobene Daten. Während der internen Validierung der Methode zur Prognostizierung der Verschlammungsneigung sind die angenommenen K-Werte schrittweise aus statistischen Gründen modifiziert worden, um im Hinblick auf die Veränderungen der Klassengrenzen die Sensibilität der Eingangsdaten und der Verknüpfungsregel zu prüfen.

Im Falle der Ableitungsmethode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung stellte sich durch die Dominanz einer Klasse ein äußerst ungünstiges Verhältnis der Eingangsdaten zum Ausgabewert unter Berücksichtigung angenommener Klassengrenzen dar (Abb. 1).

¹ Philipps-Universität Marburg, FB Geographie

² Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

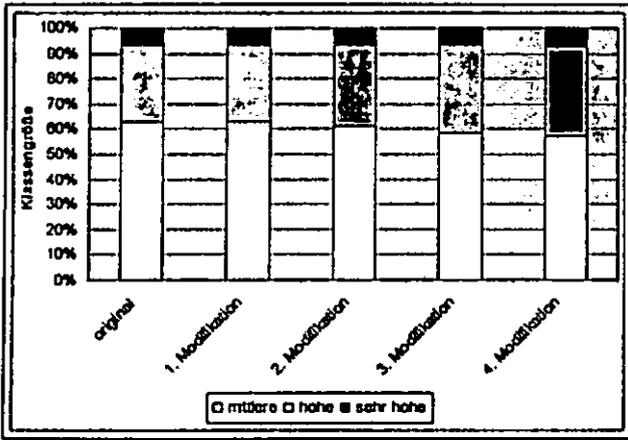


Abb. 1: Häufigkeitsveränderung der Gefährdungsklassen der Verschlammungsneigung bei schrittweiser Modifikation der K-Werte.

Die Erhebung im Gelände, bzw. der externe Teil der Validierung, erfolgt an repräsentativen Messpunkten. Diese orientieren sich an möglichst gleicher Häufigkeitsverteilung der Klassenzeichenkomponenten wie Entstehungsart und Bodenart. Übrige Parameter, die Aufschluss über den Verschlammungsprozess liefern können, werden an den Messpunkten ebenfalls einmalig erhoben. Zur Erfassung der Entwicklung des Mikroreliefs wird mehrmals die Aufnahme des Verschlammungszustandes, nach den jeweiligen erosiven Niederschlägen, an den ausgewählten Standorten vorgenommen.

Die Ergebnisse der Verifizierung werden im Anschluss über ein Klassifikationssystem bewertet. Bei der statistischen Untersuchung der Ergebnisse des beispielhaft aufgenommenen Datensatzes ergeben sich in den Einzelbetrachtungen der jeweiligen Testgemarkungen sowie in der Gesamtbetrachtung (Abb. 2)

ein nicht signifikanter Zusammenhang der aufgenommenen Verschlammungsgrade mit den für den jeweiligen Standort errechneten Prognosewert.

Die Verschlammungsgrade sind im Gelände nach einem Schätzungsschlüssel zur Beurteilung des Mikroreliefs (HEITZMANN 2003) aufgenommen worden.

Schlussfolgerung

Durch die getrennte Bewertung der Daten für die einzelnen Testgemarkungen und der abschließenden Gesamtbetrachtung ist eine differenzierte qualitative Bewertung der Gültigkeit der Ableitungsmethode auf Basis der Klassenzeichen möglich.

Über den internen Validierungsteil lassen sich die Kompatibilitäten der Eingangsdaten bewerten.

Über dieses Validierungsverfahren kann eine auf der Basis der Methode „Bestimmung der Verschlammungsneigung“ entstandenen Interpretation der Klassenzeichen differenziert auf ihre Gültigkeit hin bewertet werden.

Bei der Auswertung des Beispieldatensatzes zeigte sich tendenziell, dass sich die Verschlammungsneigung durch Multiplikation des K-Faktors mit dem R-Faktor mit den zur Verfügung stehenden Eingangsdaten in nur sehr begrenztem Umfang bestimmen lässt. Eine erneute Überprüfung erfordert umfangreichere Datensätze. Jedoch kann das prinzipielle Vorgehen des Validierungsverfahrens modifiziert auch auf andere Ableitungsmethoden auf Basis der Klassenzeichen übertragen werden.

Literatur

- AUERSWALD, K., & U. SCHWERTMANN, (1988): Modelle zur Erosionsvorhersage als Entscheidungsgrundlage des Bodenschutzes. In: Rosenkranz, D.; Einsele, G.; Harreß, M.-H. (Hrsg.): Bodenschutz. Erich Schmidt, Berlin, 4085, 20 S.
- EHLHAUS, D., (2001): Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung des Geologischen Dienstes NRW als objektive Bewertungsgrundlage für den vorsorgenden Bodenschutz in NRW. Mittellg. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 96/2, 489 - 490.
- FRIEDRICH, K. & B. KEIL, (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz. In: Mittellg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 102/2, 469-470.
- HEITZMANN, S., (2003): Bewirtschaftungsbedingte Ursachen der Verschlammung und Erosion. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Inst. F. Bodenkunde Giessen, Prof. Dr. T. Harrach.
- HEMPELMANN, N., (2005): Entwicklung eines Validierungsverfahrens für eine Methode zur Bestimmung der Verschlammungsneigung auf Basis der Klassenzeichen der Bodenschätzung. Unveröffentlichte Diplomarbeit, Inst. FB Geographie Marburg, Prof. Dr. Ch. Opp.
- MOLLENHAUER, K., CHRISTIANSEN, T., RATHJEN, C. & CH. ERPENBECK, (1990): Zur Erosivität der Niederschläge im Gebiet der deutschen Mittelgebirge, besonders im hessischen Raum. In: DVWK-Schriften. Grundlage der Verdunstungsermittlung und Erosivität von Niederschlägen. Heft 86. S. 79-162. Hamburg, Berlin.
- SCHWERTMANN, U., VOGL, W. & M. KAINZ, (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. 2. Auflage. Stuttgart.

Gesamtbetrachtung

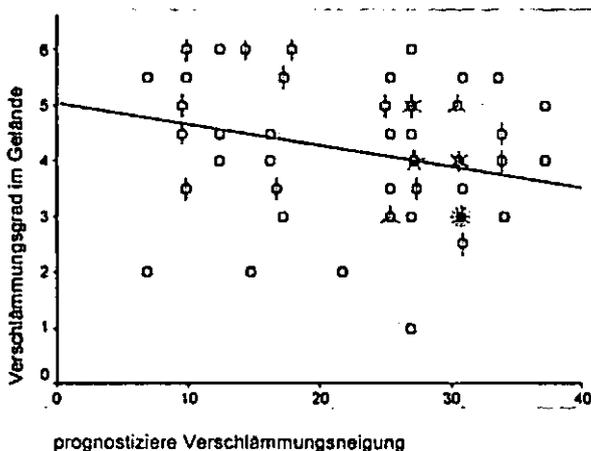


Abb. 2: Punktwolke der Datenpaare Verschlammungsgrad im Gelände und des jeweiligen Prognosewertes an dem entsprechenden Standort (R = -0,28).

„Fuchserden“ in Brandenburg – eine anthropogene Bildung?

Joris Hering¹ & Albrecht Bauriegel¹

Fragestellung

Bei der bodenkundlichen Landesaufnahme in Brandenburg wurden wiederholt Böden mit intensiv rotem Bodenhorizont (Fuchserden) angetroffen. Als rotfärbender Bestandteil wird Hämatit angenommen. Bisher ist nicht geklärt, wie sich dieses Mineral in den pleistozänen Sedimenten bilden konnte. Da eine Bildung unter warmen Klimabedingungen für eine Vielzahl der untersuchten Standorte ausgeschlossen werden muss, wird als eine der möglichen Ursachen häufig die Zufuhr von Wärme durch Feuer angesehen. Im LBGR wurden ca. 30 derartige Bodenprofile untersucht. Zentrale Frage ist: In welchem Maße sind die Befunde der Untersuchungen mit der Feuer-These vereinbar?

Methoden

- Visuelle Farbsprache mittels MUNSSELL-Farbtabelle
- Geländeuntersuchungen
- Mineraluntersuchungen mittels Röntgenphasenanalyse
- Elementaranalyse mittels ICP-AES nach Königswasseraufschluss
- Bestimmung der oxalat- und dithionitlöslichen Fraktion des Eisens mittels ICP-AES

Ergebnisse

Farbuntersuchungen:

Die Verteilung der vom LBGR untersuchten Proben aus intensiv roten Horizonten im MUNSSELL-Farbraum lässt das Vorhandensein von Hämatit vermuten (Abb. 1). Dieser konnte an einzelnen Proben in geringsten Spuren röntgenphasenanalytisch nachgewiesen werden.

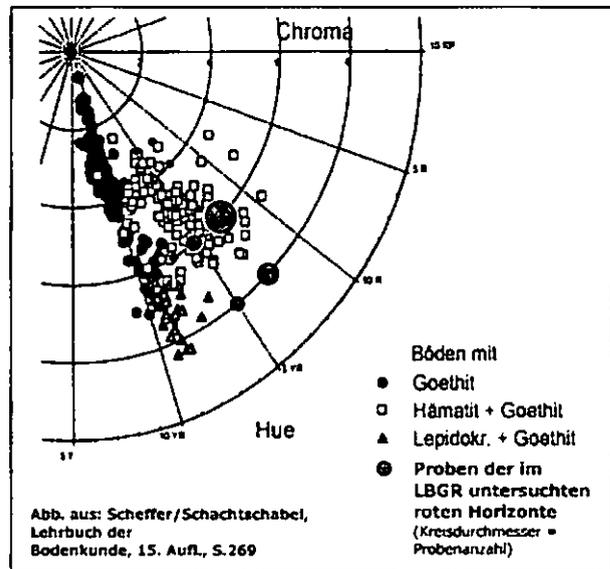


Abb. 1: Einordnung der vom LBGR untersuchten roten Horizonte im MUNSSELL-Farbraum

Untersuchung der Lagebeziehungen der Fuchserden zu geomorphologischen Einheiten:

Ein großer Teil der Brandenburger Fuchserden befindet sich in Rinnenstrukturen bzw. an den Austrittsbereichen von Periglazialtälern am Rande von Hochflächen. Dieser Befund ist grundsätzlich mit der Feuer-These vereinbar, da sich menschliche Tätigkeit in der Vergangenheit häufig an Gewässern, beispielsweise an Bachläufen konzentrierte.

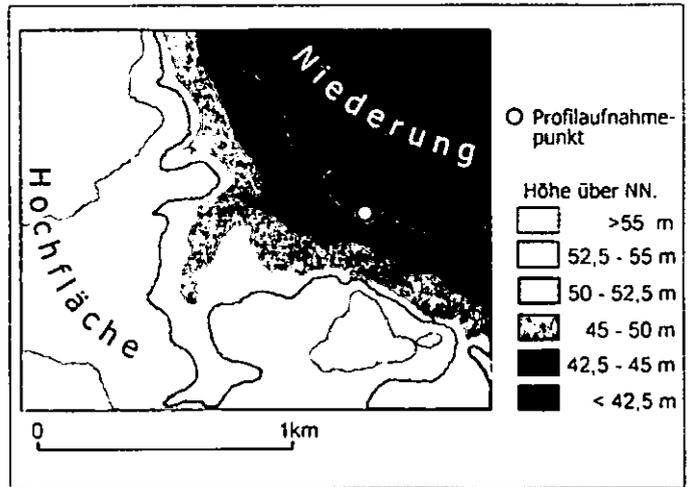


Abb. 2: Beispiel für die Lage von Fuchserden im Mündungsbereich von Periglazialtälern

Arealgröße:

Die intensiv roten Böden sind häufig in sehr kleinen Arealen von einigen zehn bis zu hundert Metern Durchmesser zu finden. In einigen Fällen erreicht deren Ausdehnung jedoch erheblich größere Ausmaße (im 1000-Meter-Bereich). Die Entstehung solch großer Flächen ist durch Feuer sehr schwer zu erklären, da hierzu Brände mit sehr langer Brenndauer und sehr großer räumlicher Ausdehnung notwendig wären. Normale Waldbrände reichen hier nicht aus.

Substrataufbau:

Die Fuchserden weisen im Substrataufbau große Ähnlichkeiten zu Braunerden auf. Unter einem kryoturbar stark durchmischten Bereich (Decksand), der häufig etwas grobbodenreicher als das liegende Material ist, schließt sich ein entschichteter Bereich an, der durch sporadisches Auftauen des ehemaligen Permafrostbodens entstanden ist. Unter diesen beiden Schichten ist das geschichtete Ausgangsmaterial zu finden. Der Substrataufbau der roten Böden gibt keinerlei Hinweise auf eine anthropogene Überprägung (z.B. durch Beimengungen).

Mächtigkeitsverhältnisse der roten Horizonte:

Die Tiefenlage der Horizontuntergrenzen der roten Horizonte wurde statistisch ausgewertet und mit anderen Horizonten verglichen. Dabei stellte sich eine große Ähnlichkeit zu Bv-Horizonten aus ähnlichen Substraten heraus. Bei einer aus Feuer resultierenden Entstehung wäre diese große Ähnlichkeit schwer zu erklären. Außerdem erscheint die mittlere Mächtigkeit der roten Horizonte für eine Entstehung durch Feuer sehr hoch.

¹ Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg (LBGR), Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow
e-mail: hering@lbgr.org

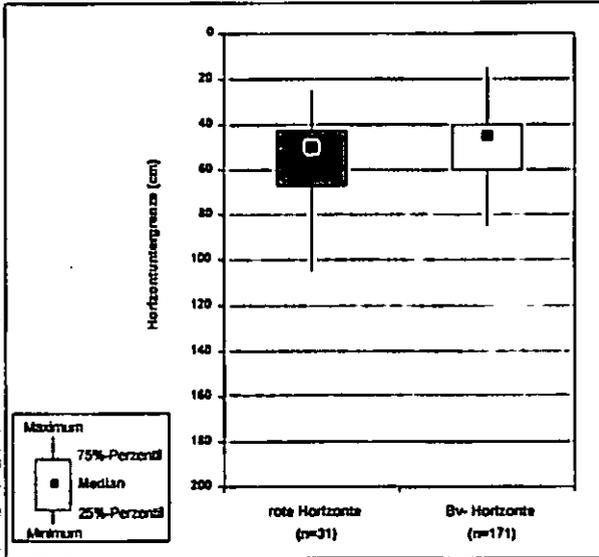


Abb. 3: Tiefenlage der Horizontuntergrenzen der roten Horizonte im Vergleich mit Bv-Horizonten

Eisengehalte:

Im Vergleich zu anderen Bodenhorizonten aus ähnlichen Substraten weisen die roten Horizonte signifikant erhöhte Eisengehalte auf. Dieses Ergebnis steht im Widerspruch zu einer Entstehung durch Feuer, da Feuer den Anteil des Eisens im Boden nicht verändern kann.

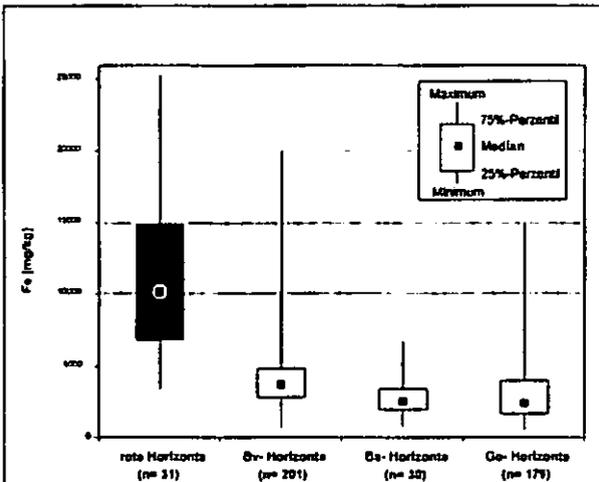


Abb. 4: Eisengehalte der roten Horizonte im Vergleich mit anderen Horizonten

Weitere Ergebnisse:

In den untersuchten Bodenhorizonten wurde keine Schlacke und nur in unerheblichem Maße Holzkohle (keine höheren Anteile als sonst in Waldböden üblich) gefunden, was aber bei einem Feuereinfluss zu erwarten wäre.

Die Rotfärbung nimmt häufig innerhalb der roten Horizonte mit der Tiefe zu. Bei einer Entstehung durch Feuer erfolgt der Wärmeeintrag von oben, so dass die Rotfärbung im oberen Bereich am stärksten sein müsste.

Derartig rote Sande wurden als Beigaben in mesolithischen Gräbern von Schöpsdorf in Sachsen entdeckt (Renno & Plötzke, 2000).

Dies zeigt, dass die Fuchserden schon ein sehr hohes Alter besitzen, was eher gegen eine durch den Menschen verursachte Entstehung spricht.

Zusammenfassung

Fakten, die mit der Feuer-These vereinbar sind:

- Bildung von Hämatit kann erklärt werden
- morphologische Position passt zur Feuer-These
- rote Horizonte existieren nur nahe der Bodenoberfläche

Fakten, die der Feuer-These widersprechen:

- stark erhöhte Eisengehalte können nicht durch Feuer erklärt werden
- die Mächtigkeit der roten Horizonte ist zu groß für Feuer
- Rotfärbung nimmt im Horizont mit der Tiefe häufig zu
- Arealgröße (in einigen Fällen zu groß)
- keine Schlacke
- sehr wenig Holzkohle
- rote Sande als Beigaben in mesolithischen Gräbern

Schlussfolgerung

Nach Abwägung der Fakten scheint die Entstehung der Brandenburger „Fuchserden“ durch Feuer unwahrscheinlich. Besonders die Tatsache, dass die roten Horizonte gegenüber Vergleichshorizonten signifikant erhöhte Eisengehalte aufweisen, spricht gegen eine Entstehung durch Feuer.

Literatur

RENNO, A., PLÖTZKE, M.: „Fossile Böden des Weichselspätglazials im Vorfeld des Tagebaus Reichwalde“ in Beiträge zur Jahrestagung der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe (DTTG) Zürich 30. August bis 1. September 2000 (Berichte der Deutschen Ton- und Tonmineralgruppe)

SCHAEFFER, F. / SCHACHTSCHABEL, P.: Lehrbuch der Bodenkunde - 15., neu bearb. u. erw. Aufl. Berlin, 2002

Die vertikale Verteilung von Cd, Pb und Ba über einer stark schadstoffbelasteten Industriebrache im Ruhrgebiet

von
Silke Höke

Einleitung

Ermittieren schadstoffreiche Böden Stäube, bestimmt die Höhenverteilung der Schadstoffkonzentrationen und -massen über Grund, ob Gesundheitsgefährdungen entstehen oder angrenzende Böden und Pflanzen belastet werden.

Über Höhenverteilungen bodenbürtiger Schadstoffe liegen kaum Erkenntnisse vor. Es wurden auf einer hoch belasteten Industriebrache an 10 Standorten Höhenprofile des Staub- und Schadstoffflusses mit BSNE- Sammlern über mehrere Monate hinweg ermittelt.

Material und Methoden

Untersuchungsfläche:

- Ehemalige chemische Fabrik, die u.a. Lithopone (BaSO₄ + ZnS)- und Mineralfarben produzierte.
- Wechselnde Mischungen aus Aschen, Bauschutt Schlämmen, Schlacken & natürlichem Bodensubstrat, schluffige & lehmige Sande, Skelett 16-57%, Humus 1-2 %, z.T. Carbonat.
- Schwermetalle (DIN/ISO 11466, Königswasser, Mischproben (2 cm Tiefe, 10 m Raster)
 - Cd: 3 - 796 mg kg⁻¹ (\bar{x} = 105)
 - Pb: 347 - 11500 mg kg⁻¹ (\bar{x} = 3170)
 - Ba: 153 - 5900 mg kg⁻¹ (\bar{x} = 2700)

Staubfalle BSNE (Big Spring No. Eight, Foto 1):

- Passive Falle Fryrear (1986).
- Messhöhen 15, 35 und 100 cm über Grund.
- Mindestens 1,5 m mit Geotextil umbaut.
- Einlass 20*50 mm, Auslass 80*50 mm bedeckt mit 60 µm Edelstahlnetz.
- Staubmassen nach VDI 2119.
- Schwermetalle nach VDI 2268 (Salpetersäure).



Foto 1: BSNE- Falle

Ergebnisse

Alle bei 3 Messhöhen mögliche 13 Höhenverläufe treten bei den Staub- und Metallflussraten sowie den Metallkonzentrationen auf (Tab.1). Häufig:

- nehmen die Staub- und Metallflussraten von unten nach oben ab:
- bodenbürtige Substratfreisetzung überwiegt. Die Freisetzung erfolgt sowohl durch Wind (z.B. Station 82-3 im Mai 00) als auch, trotz Umbau mit Geotextil durch Splash (z.B. Station 82-3 im Feb. 99) (Abb. 1 und Abb. 2).

• Universität Duisburg-Essen, Biologie & Geographie Angew. Bodenkunde, 45117 Essen, silke.hoeke@uni-essen.de

➤ Abb.2 zeigt, dass die Flussraten im Lee der Emissionsfläche (Station 82-3) deutlich höher liegen als im Luv (Station 235-3), Ausnahme: z.B. Verwehungsereignis mit Ostwind im Mai 99.

➤ Je geringer die Staubmasse und je feiner die Körnung, desto höher sind i.d.R. die Metallkonzentrationen. Daher steigen diese oft von unten nach oben an (Tab. 1).

• sind die Staub- und Metallflüsse in der Mitte am geringsten, unten am höchsten:

➤ Z.B. bodenbürtige Staub- oder Splashfreisetzung im Nahbereich sowie Staubbefreiung in einiger Entfernung, so dass eine Staubwolke deutlich vom Boden abgehoben ist und den 35 cm Fänger nicht mehr streift (Abb.3).

➤ Z.B. unten Splashbeeinflussung, dann Schutz durch Vegetation und oben zunehmender Staub durch Ferntransport.

Tab.1: Höhenverläufe der Staub- und Metallflussraten sowie der Metallkonzentrationen

Höhenverlauf	Flussrate (mg dm ⁻² 30d ⁻¹ / (µg dm ⁻² 30d ⁻¹)				Konzentrationen (mg kg ⁻¹)		
	Staub	Pb	Cd	Ba	Pb	Cd	Ba
Gesamt (n)	65	61	61	62	61	61	62
nahe von unten nach oben ab	40	28	25	15	7	16	9
nahe von unten nach oben zu	3	3	-	7	12	11	29
fast identisch	1	1	3	-	3	3	-
in der Mitte am höchsten, oben am geringsten	4	3	7	10	7	2	5
in der Mitte am höchsten, unten am geringsten	1	3	3	5	6	8	11
in der Mitte am höchsten, sonst identisch	-	2	3	-	1	3	3
in der Mitte am geringsten, unten am höchsten	8	8	2	10	8	2	2
in der Mitte am geringsten, oben am höchsten	3	5	5	3	8	2	2
in der Mitte am geringsten, sonst ähnlich	-	2	3	1	-	1	-
oben am höchsten, sonst ähnlich	1	1	3	2	4	6	1
unten am höchsten, sonst ähnlich	5	3	4	2	2	-	-
unten am geringsten, sonst ähnlich	-	-	-	2	4	3	-
oben am geringsten, sonst ähnlich	-	4	3	5	1	4	-

Die Vielfalt der Höhenprofile ist nur zu interpretieren unter der Berücksichtigung:

- dass durch Böen (meist vor Gewittern) räumlich sehr begrenzt Staub aufgewirbelt wurde, ähnlich wie beim Befahren (Abb.3).
- dass Monatsmittelwerte gemessen wurden. Dadurch können in einer Messperiode Wechsel in der Windrichtung, Starkregen- und Verwehungsereignisse auftreten.
- dass die Fänger z.T. und je nach Windrichtung von Vegetation beeinflusst waren.
- dass die Schadmetalle zu unterschiedlichen Anteilen an verschiedene Partikelgrößen gebunden sind. So ist Ba mehr an größere Partikel gebunden als Pb. Dieses führt im Lee einer Staubquelle zu unterschiedlichen Flussprofilen (Abb.3).

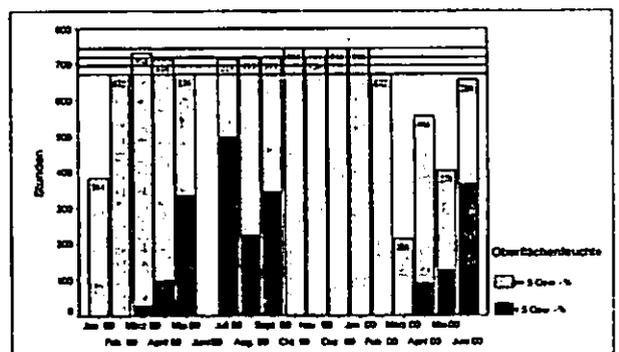


Abb.1: Anzahl der Stunden pro Monat mit abgetrockneter Bodenoberfläche (dunkelgrau)

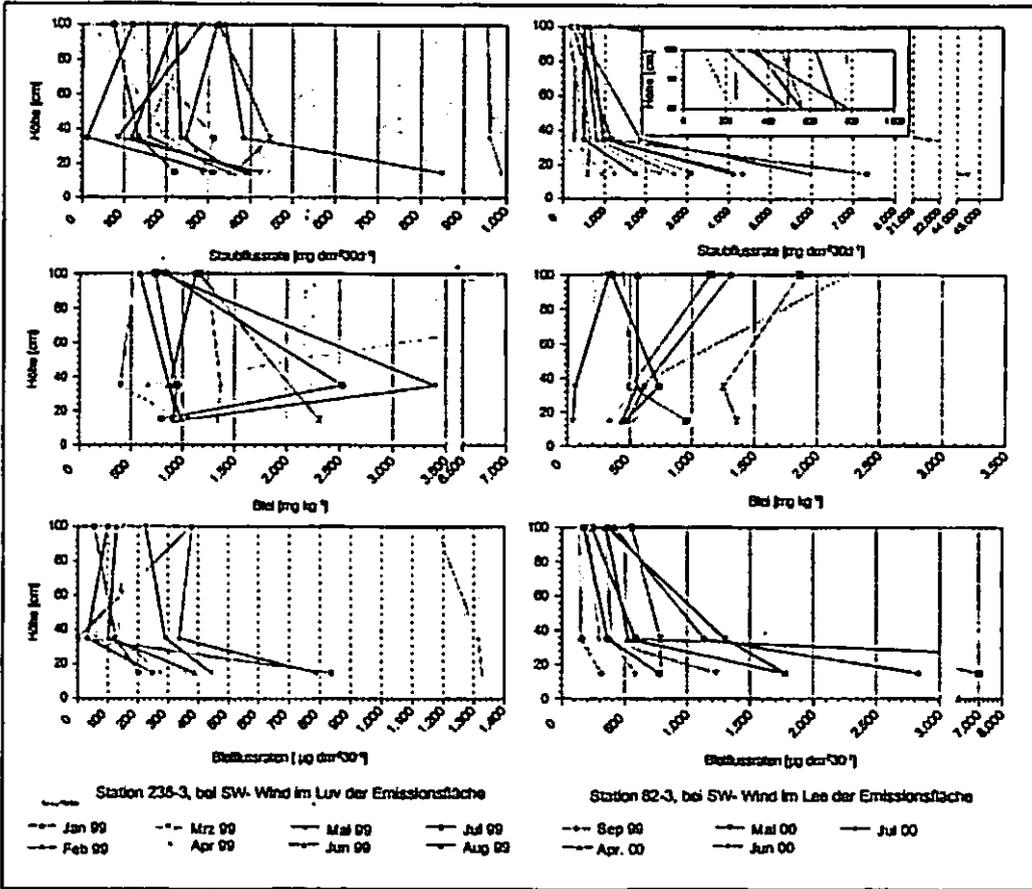


Abb.2: Staub- und Bleiflussraten sowie Bleikonzentrationen an den Stationen 235-3 und 82-3

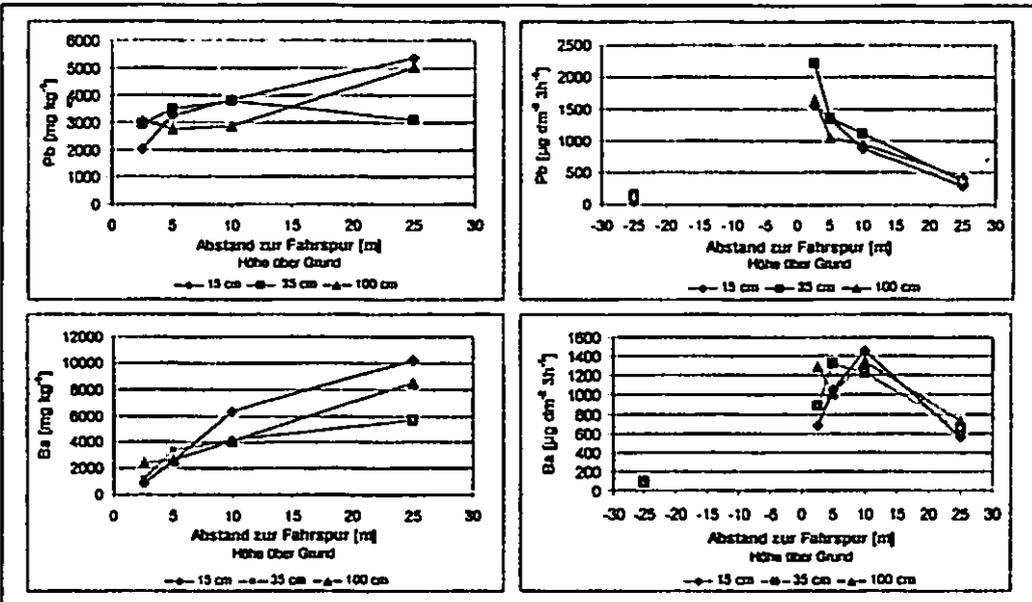


Abb.3: Metallflussraten und -konzentrationen durch Befahren mit zunehmendem Abstand zur Fahrspur

Diskussion

Mit zunehmender Höhe über Grund durchströmt mehr Luft die einzelnen Fänger (log. Windprofil). Luftmassen ohne Staub- oder Metallgradienten müssen daher zu einer Messung von unten nach oben zunehmenden Staub- und/oder Metallflüsse führen. Solche Profile treten, auch in Monaten mit durchgängig feuchter Bodenoberfläche nur vereinzelt auf und sind eher durch lokale, vom Boden abhebende Staubwolken erklärbar. Dieses verdeutlicht den großen Einfluss des Bodens auf den Staub- und Metalltransport in der unteren Atmosphäre.

Literatur

HÖKE, S.; E. HANNOSCHÖCK; W. BURGHARDT (2000): Staubbmesstation zur Erfassung der Staubbfreisetzung und -deposition von einer belasteten Industriebrache. In: Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., Bd 92, S. 127-145.
 HÖKE, S.; W. BURGHARDT (2002): Heavy Metal Release into the Air while Treatment of a Polluted Industrial Soil. Acts / Proceedings, 17th World Congress of Soil Science, 14-21/08/2002, Bangkok, Thailand, p. 7.

Danksagung

Für die finanzielle Förderung bedanken wir uns beim Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen.

Gefährdungsabschätzung einer Altlastenverdachtsfläche am Beispiel ehemaliger Steinbrüche in Essen-Kupferdreh

D. Hohnstedter¹ und D.A. Hiller²

Einleitung

Die beprobten Flächen befinden sich im Süden der Stadt Essen, im Stadtteil Kupferdreh.

Das Untersuchungsgebiet umfasst drei ehemalige Steinbrüche, die jahrelang als Müllkippen und wilde Deponien genutzt wurden. Ende der siebziger Jahre erfolgte die Verfüllung der Steinbrüche mit Bodenmaterial unbekannter Herkunft und beigemengten technogenen Substraten. Zum Abschluss wurden die Flächen mit Laub- und Nadelgehölzen aufgeforstet

Im Rahmen dieser Arbeit wurde untersucht, ob auf den Flächen schädliche Bodenveränderungen im Sinne des BBodSchG vorliegen.

Die zugrunde gelegten Vorsorge- und Prüfwerte sind der BBodSchV entnommen, gelten für den Nutzungsbereich Park- und Freizeitanlage, wobei sich die Prüfwerte auf den Gefährdungspfad Boden - Mensch beziehen.

Methodik

Für die Feldarbeit wurde den Flächen Gittermessnetze aufgelegt (Abb.1). Auf den Rasterpunkten wurden im Abstand von 20 m Schürfe bis 50 cm Tiefe angelegt, um von jedem Schürf eine Bodenansprache zu erstellen.

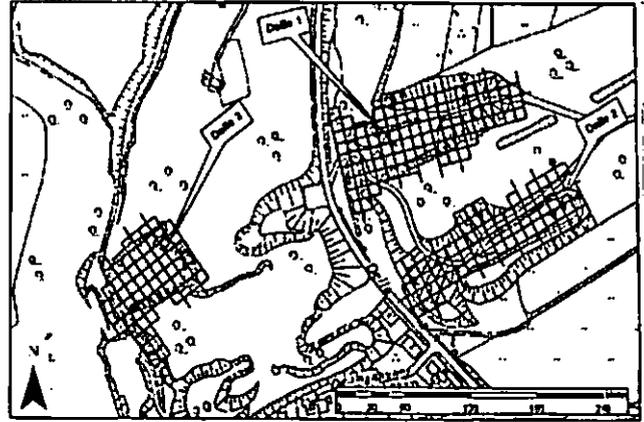


Abb.1: Gittermessnetze auf den Untersuchungsflächen

Dabei sind sowohl natürliche, als auch technogene Substrate kartiert worden. Bezüglich der technogenen Substrate wurden die Hauptkomponentengruppen Bauschutt, Schlacken, Aschen, Bergematerial, Müll und Schlämme unterschieden (Abb.2).

Aus allen Schürfen wurden Bodenproben bis 10 cm Tiefe genommen, zu 50 Misch- und Einzelproben zusammengefasst und im Labor auf verschiedene bodenkundliche Parameter untersucht

Des Weiteren sind die königswasserlöslichen Gesamtmetallkonzentrationen (Me_T) verschiedener Schwermetalle (Cd, Pb, Cu, Ni und Zn) ermittelt worden (Tab.1).

Die gewonnenen Ergebnisse wurden in thematischen Karten dargestellt, um so die genauen Abgrenzungen der Verfüllungen zu ermitteln und die Me_T -Konzentrationen der Flächen graphisch darstellen zu können.

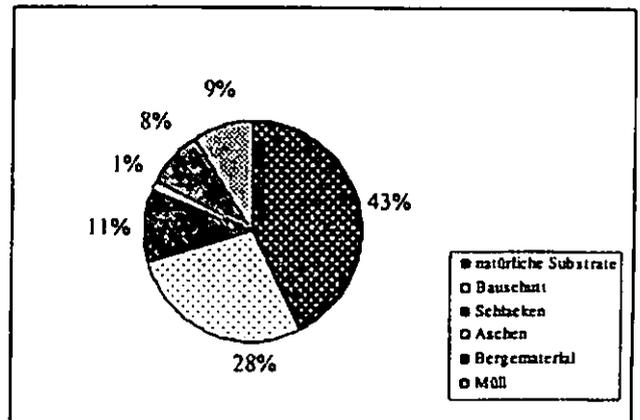


Abb.2: Anteile der natürlichen und technogenen Substrate

¹Hölderlinstraße 1
45128 Essen
Tel.: 0177 327 4319
dorothee.hohnstedter@web.de

²Büro für Bodenschutzplanung
Stauseebogen 69
45259 Essen
Tel.: 0201 248 1554

Tabelle 1: Königswasserlösliche Me_c-Gehalte der Untersuchungsgebiete

	Cd [mg/kg]	Pb [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Min.	≥ 0,002	14	7,7	5,0	39
Max.	1,83	288	139,0	37,1	538
Median	0,25	48	21,5	12,8	94
Mittelwert	0,36	74	28,8	13,2	127
Stdabw.	0,32	75	22,4	4,4	99
Prüfwert	50	1000	-	350	-

Ergebnisse

Die Me_c-Konzentrationen innerhalb der Aufschüttungen sind geringer, als die der umgebenden, ungestörten Böden. Außerhalb der verfüllten Bereiche sind die Hintergrund¹- und/oder Vorsorgewerte der Elemente Blei und Kupfer flächenhaft überschritten, während es sich innerhalb der Aufschüttungen lediglich um punktuelle Konzentrationserhöhungen handelt.

Die pH-Werte weisen zudem auf weitgehende Immobilität der Schwermetalle hin.

Prüfwertüberschreitungen konnten an keiner Stelle festgestellt werden.

Schlussfolgerung

Die Deposition schwermetallhaltiger Stäube besitzt offensichtlich einen großen Einfluss auf die Schadstoffgehalte der Oberböden in der Region. Die flächenhaften Schadstoff erhöhungen außerhalb der Aufschüttungen erklären sich durch atmosphärische Einträge. Die punktuellen Schadstoff erhöhungen innerhalb der Aufschüttungen gehen wahrscheinlich von belasteten Einzelsubstraten in den Oberböden aus.

Für alle Schadstoffe gilt, dass deren Eintrag in die Oberböden schon seit Beginn des Industriezeitalters im Ruhrgebiet erfolgte. In die Böden der Aufschüttung konnte eine immissionsbedingte Schwermetallanreicherung erst nach Ende der

Materialzufuhr erfolgen. Dies ist als Erklärung für die Differenzen der Schadstoffkonzentrationen zwischen Außen- und Innenbereichen anzusehen.

Da keine Prüfwerte überschritten werden, kann von nachfolgenden einzelfallbezogenen Prüfungen abgesehen werden.

Schädliche Bodenveränderungen liegen, in Bezug auf die untersuchten Schadstoffe, hinsichtlich des Gefährdungspfades Boden – Mensch nicht vor. Die weitere Nutzung der Gebiete als Erholungsfläche ist auch weiterhin möglich.

Literatur

¹Landesumweltamt NRW Fachbereich 33, Bodenschutz

Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Oberböden Nordrhein-Westfalens

Bestimmungsschlüssel für Bodenhorizonte und Bodensubtypen

B. Huwe¹, C. Albrecht¹, R. Jahn²

Einleitung

Bestimmungsschlüssel sind in der Bodenkunde ein anerkanntes und verbreitetes Mittel zur einfachen und sicheren Identifikation von Böden. Wichtige internationale Klassifikationssysteme wie die US Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1998) oder die WRB (ISSS/ISRIC/FAO, 1998) sind sogar nur als Bestimmungsschlüssel konzipiert.

Auch in Deutschland gibt es seit einigen Jahren Bestrebungen, die Bodenansprache mit Hilfe dieses Werkzeugs zu objektivieren. In der 4. und der 5. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Arbeitsgruppe Boden, 1996 (KA4) und 2005 (KA5)) sind Bestimmungsschlüssel für Abteilungen, Klassen und Typen der Deutschen Bodensystematik zu finden. Inhalt unserer Untersuchungen ist die Frage, ob sich die systematischen Angaben so weit strukturieren lassen, dass auch Bestimmungsschlüssel für Bodensubtypen und für Horizonte entwickelt werden können.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden nur die vorhandenen Subtypen- und Horizontdefinitionen in der aktuell gültigen Fassung nach KA5 verwendet.

Bei der Entwicklung des Horizontschlüssels wurde nach Kriterien gesucht, die nur in einigen wenigen Horizonten auftreten, z.B. die Lage unter Wasser (F-Horizonte), der Humusgehalt von mehr als 30 % (H-, O-, L-Horizonte) oder der Einfluss von Grund- bzw. Stauwasser (G- bzw. S-Horizonte). Auf diese Weise konnte die Gesamtmenge der Horizonte schrittweise zusammengefasst werden. Die Horizonte mit den am wenigsten spezifischen Eigenschaften sind die B- und die M-Horizonte.

Der Bestimmungsschlüssel für Bodensubtypen basiert auf den in der KA5 definierten Horizontfolgen und -mächtigkeiten. Deshalb kann hier einfach nach dem Auftreten bzw. der Mächtigkeit von diagnostischen Horizonten gesucht werden. Nacheinander werden Subtypen mit F-, H-, G-Horizonten (Gleye, Watte, Marschen, aber auch deren Übergänge) usw. abgefragt, die am wenigsten spezifischen und deshalb zuletzt abgefragten Böden sind Felshumusböden und Syroseme.

Ergebnisse und Diskussion

Als wichtigstes Ergebnis unserer Untersuchungen ist zunächst festzuhalten, dass die gegebenen Definitionen bis auf wenige Ausnahmen als Basis für Bestimmungsschlüssel verwendbar sind. Somit stehen die Schlüssel allgemein zur Diskussion und für Testzwecke zur Verfügung. Als Beispiel wird in Tabelle 1 die oberste Ebene des Horizontschlüssels gezeigt, die vollständigen Tabellen sind in Albrecht (2005) veröffentlicht.

Das zweite Ergebnis sind Beispiele für Unstimmigkeiten in den Definitionen der Bodensystematik, die eine Basis für die Vervollständigung der jetzigen Fassung darstellt. Beispiele für Unstimmigkeiten sind u.a.

- mehrdeutige, weil schwer zu quantifizierende Definitionen,
- fehlende diagnostische Horizonte in den Subtypen eines Bodentyps oder
- Überschneidungen bei den Tiefenangaben von Subtypen, weshalb sich bestimmte Horizontkombinationen nicht eindeutig zu einer Subtypen-Definition zuordnen lassen.

Zusammenfassung

Für die Deutsche Bodensystematik wurden erstmals Bestimmungsschlüssel für Bodensubtypen und -horizonte entwickelt. Es war wichtig zu zeigen, dass es möglich ist, die Deutsche Bodensystematik in die Form von Bestimmungsschlüsseln zu überführen und dass die Systematik kaum strukturelle Unstimmigkeiten aufweist. In der weiteren bodenkundlichen Arbeit können die Bestimmungsschlüssel helfen, die Bodensystematik zu verbessern und Bodenansprachen zu objektivieren.

Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) für die freundliche finanzielle Unterstützung (Projekt Hu 636/8)

Literatur

- Albrecht, C. (2005): *Rechnergestützte Identifikation von Böden. Dissertation, Universität Bayreuth. Online unter <http://opus.uni-bayreuth.de>*
- Arbeitsgruppe Boden (1996): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Geologischen Landesämter der BRD, Hannover, 4. Aufl.*
- Arbeitsgruppe Boden (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und die Geologischen Landesämter der BRD, Hannover, 5. Aufl.*
- ISSS/ISRIC/FAO (Hg.) (1998): *World Reference Base for Soil Resources. FAO, Rome.*
- Soil Survey Staff (Hg.) (1998): *Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture/Natural Resources Conservation Service, Washington, 8. Aufl.*

¹ Abteilung Bodenphysik, Universität Bayreuth, Universitätsstr. 30, D-95447 Bayreuth
e-mail: bernd.huwe@uni-bayreuth.de,
christoph.albrecht@uni-bayreuth.de

² Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: reinhold.jahn@landw.uni-halle.de

Tabelle 1: Oberste Ebene des Horizont-Bestimmungsschlüssels

Horizonteigenschaft		Symbol
Entstanden aus torfbildenden Pflanzen unter Wasserüberschuss	ja	H
nein	—	
Mehr als 30 Masse-% Organische Substanz	ja	L, O
nein	—	
Am Gewässergrund oder im Tidebereich mit täglicher Überflutung	ja	F
nein	—	
Periodisch oder episodisch überflutet oder grundwasserbeeinflusst	ja	G
nein	—	
Zumindest zeitweise erhöhter Methan- und/oder Kohlendioxid-Gehalt	ja	Y
nein	—	
Mächtiger als 4 dm und durch nicht-regelmäßiges Pflügen oder Rigolen/Tiefumbruch entstanden	ja	R
nein	—	
Aus aufgetragenem Pflügen- oder Kompostmaterial	ja	E
nein	—	
Unterboden, Prismen- oder Polyedergefüge, Tongehalt mindestens 45 Masse-%, deutliche Quell- und Schrumpfdynamik	ja	P
nein	—	
Mit nicht-humosen Flecken	ja	S
nein	—	
Oberbodenhorizont	ja	A
nein	—	
(nahezu unverändertes) Ausgangsgestein	ja	C
nein	—	
Carbonatgehalt mindestens 75 Masse-% und Tongehalt mindestens 45 Masse-%	ja	T
nein	—	
Verwittert, verlehmt oder stoffangereichert	ja	B
nein	—	
Humusangereichert und mit deutlicher Schichtung	ja	M
nein	—	
Keine Identifikation möglich		

Die Deutsche Bodenklassifikation hierarchisiert nach Entwicklungsintensität

Hermann F. Jungkunst¹, Sabine Fiedler² & Thomas Scholten³

1. Motivation

Diskussion über Vorteile bei einer Neuordnung der Bodensystematik nach Intensität der Bodenentwicklung (ökologische Gesichtspunkte) bis hin zur Realisierung eines numerischen Systems – z.B. Korrelationen Bodentyp und Artenvielfalt. Jede Stufe innerhalb einer Hierarchieebene soll nach einem Kriterium unterschieden werden; d.h. Abteilung - nach Intensität der Bodenentwicklung; Klasse – nach bodenbildenden Prozess; Typebene – nach Substratart (fest, locker, carbonathaltig, tonig) und die Subtypenebene nach dem Substratursprung.

2. Konzept

Ist mindestens ein Unterbodenhorizont (B) vorhanden, handelt es sich um eine ‚fortgeschrittene‘ Bodenbildung, welche in einfache Unterbodenbildung (Verbraunung und Verlehmung und/oder Tonverlagerung) sowie in intensive Unterbodenbildung unterschieden wird. Böden mit letzterer werden als AB² - Böden und erstere als AB - Böden bezeichnet. Fehlt ein Unterbodenhorizont, so handelt es sich um eine ‚einfache‘ Bodenbildung. Bei vorhanden voll ausgebildetem Ah-Horizont wird von AC - Böden gesprochen, ansonsten von IC - Böden. Als C-Horizonte qualifizieren sich Substrate ohne ‚echte‘ chemisch-mineralische Umwandlung (z. B. residuale Akkumulation = T-Horizont zu Ct, oder reine Aggregation = P-Horizont zu Cp) und ‚gestörte‘ Profile (z.B. gekappte Parabraunerde = Bt-Horizont zu Cbt). Auf Ebene der Klasse wird dann nach den Prozessen unterschieden, wobei neue Erkenntnisse bzw. Neuinterpretationen, wie beispielsweise die Entstehung von Lockerbraunerden (siehe Beitrag Kleber und Jahn in diesem Band) sehr leicht in dieses Konzept einzugliedern sind. Typen können dann

nach der Substratart, entsprechend der Gliederung der Ah-C Böden nach KA5 gegliedert werden. Auf der wohl gängigsten und damit der wichtigsten Hierarchiestufe, der Subtypenebene, soll dann der Gesteinsursprung als Auswahlkriterium herangezogen werden. Damit wird dann der Landschaftsposition (z.B. Aue), dem anthropogen Einfluss (z.B. Stadtböden, gekappte Profile oder Kolluvien) Rechnung getragen.

3. Schematische Gliederung

Abteilungen und Klassen:

AB²-Böden =

Moore; Stau- und Grundwasserböden; Fahlerden; Podsole; und Akkumulationsböden (z.B. Ockererden)

AB- Böden =

Parabraunerden, Lockerbraunerden und Braunerden

AC- Böden =

Schwarzerden und Ah-C-Böden

IC- Böden =

Ai-C-Böden; O-C-Böden und reine Substrate

Typen und Subtypen:

Substratart (Typebene):

Fest = Duro; Locker = Rego; CO₃ = Carbo; Ton = Pelo und Ton mit CO₃ = Terra

Substratursprung (Subtypenebene):

Anthropogen; künstlich; aufgeschüttet; stark durchmischt; kolluvial...

Pedogen; Erosionsrest (z.B. Bt – Horizont oder durch Verdichtung); präholozäne Horizonte...

Geogen (holozän); marin; fluviatil; aeolisch; glazial; spontane Massenverlag. (pleistozän)...

Geogen (präquatär)...

¹Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Hans-Knoell-Strasse 10, 07745 Jena, e-mail: herrmann.jungkunst@bgc-jena.mpg.de

²Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Universität Hohenheim, Stuttgart,

³Geographisches Institut, Friedrich-Schiller-Universität, Jena



Braunfahlerden
missverstanden, systematisch untergeordnet
 – aber –
landschaftsbestimmend

W. Kainz¹

1. Veranlassung und Problemstellung

Die aus der forstlichen Standortskartierung der DDR bekannten Braunfahlerden, die in der "Mittellaßstäbigen landwirtschaftlichen Standortkarte" als Fahlerden bezeichnet wurden, haben weder ihren richtigen Platz in der Bodensystematik gefunden, noch sind sie richtig definiert. Fehlende Kenntnis dieser Böden und ihrer Übergänge zu anderen Bodentypen haben zu einem Namenswirrwarr und logischen Fehlern in der Bodensystematik der KA5 geführt.

2. Kenntnisstand

Braunfahlerden wurden in der forstlichen Standortskartierung im Hügelland aufgefunden (ESCHE et al. 1964, Seite 76), als Braunerde-Lessivé bezeichnet und durch die Horizontfolge Ah-A3/Bf-Bf/Bt-C definiert. Ähnliche Böden fand HEINEMANN 1964 auf Geschiebelehm im Hümling. Er bezeichnete sie als Braunerde-Parabraunerden.

ALTERMANN et al. benannten die Horizontfolge 1979 mit Ah-Bv-Et-Bt-C und stuften sie als Subtyp der Fahlerde ein. LIEBEROTH bezeichnete eine entsprechende Horizontfolge 1982 als Fahlerde (Abb. 1). Dieser Meinung schlossen sich KOPP und SCHWANECKE an (LIEBEROTH, KOPP, SCHWANECKE 1991).

Fahlerden
 Horizontfolge: Ah/Bv, Bv/Et/BU/Bv/Cc/C
 FAO-Klassifikation: Eutric Podzulisols und Albic Luvisols
 Diagnostische Kriterien (s. auch Abb. 4/15): kalkfreier Boden mit starker Texturdifferenzierung; Humushorizont unter Acker meist auf Ap beschränkt; Bv vielfach bereits voll-

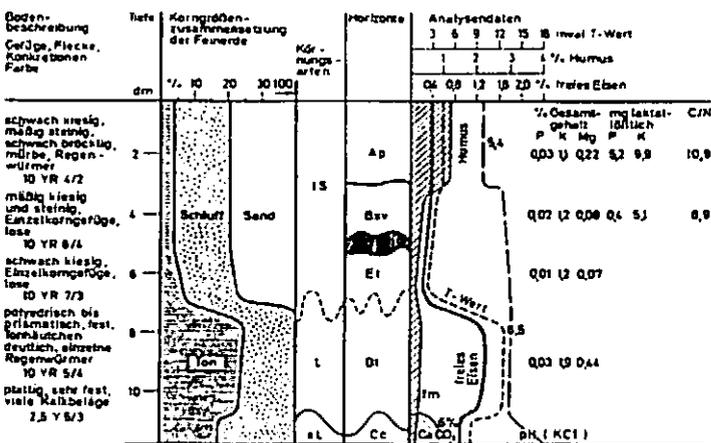


Abb. 4/15
 Schematische Profilardarstellung einer Salmietlehm-Fahlerde mit Beschreibung und Analysendiagramm
 Bodentyp: Fahlerde

Abb. 1: Charakteristik einer (Braun)Fahlerde aus LIEBEROTH 1982, S. 182.

3. Vorkommen und Substratfolgen

Braunerde-Fahlerden kommen in allen Bodengroßlandschaften der holozänen Hochflächen vor. Häufig sind sie Leitböden in den Bodengesellschaften. Immer sind es Klimaxböden, die die jeweilige Landschaftsentwicklung widerspiegeln. In Sachsen-Anhalt finden wir diese Böden entsprechend den Bodenregionen in folgenden Substratprofilen (als Beispiele):

In den Jungmoränenlandschaften

p-(k)ls(Sp)/pfl-(k)l(Lg)

In den Altmoränenlandschaften

p-s(Sa)/pfl-(k)ls(Sg)
 p-s(Sa)/pfl-(k)ls(Slo)
 p-s(Sa)/pfl-(k)l(Lg)
 p-us(Slo)/pfl-(k)l(Lg)

In den Löss- und Sandlösslandschaften

p-u(Lo)/pfl-(v)etu(^k)
 p-(k)ls(Los)//pfl-(v)el(^k+Mg)
 p-u(Lo)

In den mesozoischen Berg- und Hügelländern über Karbonat- und Silikatgesteinen

p-(z)sl(^u+Los)/p-tuz(^u)
 p-us(^s,Slo)/n-g(^s)
 p-u(Lo)/pfl-(v)ent(^k)
 p-u(Lo)

In den paläozoischen Bergländern und Mittelgebirgen

p-(v)u(Lo)/p-n(^gsf)
 p-(v)u(Lo)l/pfl-(k)ut(^t)

4. Horizontabfolge und Lagenprofil

Das Charakteristische dieser Böden ist ihre strikte Bindung an 3-Schicht-Profile, bestehend aus Haupt-, Mittel- und Basislagen. In vollständig erhaltenen Bodenprofilen kann die Hauptlage in eine obere (LHo) und eine untere (LHu) geteilt sein. Mittel- und Basislagen können mehrschichtig sein. Wie in anderen Arbeiten beschrieben gibt es in diesen Böden eine enge Bindung einzelner Horizontgruppen an die periglaziären Lagen, unabhängig vom jeweiligen Substrat:

A(h,p) / Bv LHo



(Ael-Bv, Bv-Ael) LHu



Ael / Bt+Ael LM



Ael+Bt / Bt LM oder LB



(elCc, IV C) LB oder/und Anstehendes

¹ W. Kainz, Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, 06035 Halle/Saale, PSF 156, e-mail Kainz@lagb.mw.lsa-net.de

Die unterstrichenen Horizonte sind die diagnostischen Horizonte für eine Braunfahlerde. Die jeweiligen Lagen sind trotz zeitlicher Nähe in der Entwicklung durch Erosions- und/oder Perstruktionsphasen getrennt. Ihre Grenzen sind Diskordanzflächen, an denen auch Erosionsspuren zu finden sind. Dieses dargestellte schematische Profil ist auf Plateauflächen und Flachhängen zu finden. Auf stärker geneigten Hängen (etwa > 5°) ist die Horizontfolge, wenn vorhanden, durch Umlagerung gestört.

6. Eigenschaften

Die Obergrenze des Bt-Horizontes liegt in nicht erodierten Profilen zwischen 7 und 10 dm unter Geländeoberfläche. Tiefer liegende Bt-Horizonte kommen in Taschen- und Tropfenböden oder besonderen Sedimentstrukturen vor.

Braunfahlerden sind mittlere bis gute Ackerböden und nach der Nährstoffbevorratung kräftige Waldböden. Der Wasserhaushalt ist ausgeglichen bis schwach wechselfeucht. Die potentielle Erosionsgefährdung ist geringer als die der Fahlerden.

7. Beziehung zu anderen Bodentypen

Die Übergänge zu anderen terrestrischen Bodentypen sind überwiegend an Veränderungen des Lagen- und Substratprofils gebunden.

Braunerden kommen in der Bodengesellschaft bei Ausfall der Mittellage vor. Dies ist in den Berg- und Hügelländern bzw. im Mittelgebirge häufig zu beobachten. In den Altmoränenlandschaften schiebt sich ein nicht verfallter Flugsand in der Mittellage oder ein Schmelzwassersand in der Basislage (IC-Horizont) zwischen Bt-Horizont und Oberboden.

Podsol-Fahlerden kommen in Profilen vor, deren Hauptlage erodiert ist oder die übersandet wurden. Die Übersandung erfolgt durch Flugsand. Er tritt sowohl in der Oberlage als auch in der holozänen Decke auf. Ebenso befördert feiner tertiärbürtiger Quarzsand in der Hauptlage die Podsolierung des oberen Bodenprofiltiles.

Fahlerden

Dieser Übergang ist wichtig, weil hier Irritationen bestehen. Gibt es überhaupt Fahlerden, oder sind alle Fahlerden verbraunt?

Die in Sachsen-Anhalt kartierten Fahlerden sind überwiegend in Löss entwickelt. Auch diese Profile weisen Haupt- und Mittellage auf. Der Fahlerde-Anteil des Profils sitzt in der Mittellage. Die Oberlage beinhaltet einen Bv-Ael-Horizont. Dieser Horizont besitzt die gleiche Bodenart wie der unterlagernde Ael-Horizont der Mittellage und ist ein Hauch brauner als dieser. Zum Vergleich:

Horizont	Farbe (Munsell)
Ael-Bv	10 YR 6/4
Bv-Ael	10 YR 7/4
Ael	10 YR 8/2

Glüht man die getrocknete Probe des Ael, bleibt diese weiß, während die geglühte Probe des Bv-Ael-Horizontes braun/rotbraun wird. Nach Analyseergebnissen ist der Gehalt des pedogenen Eisens, trotz der sehr fahlen Farbe,

ähnlich hoch wie der Gehalt pedogenen Eisens in vergleichbaren Bv-Horizonten.

Fahlerden können aber auch aus Braunfahlerden durch Erosion der Hauptlage bzw. durch tiefes Pflügen entstehen.

Pseudogleye

Der Übergang zu diesen Böden ist mehrfach beschrieben und gut untersucht. Dieser Übergang vollzieht sich fließend. Er ist aber auch an einen erhöhten Tongehalt in der Basislage und entsprechende, den Wasser-Abfluss verzögernde, Reliefpositionen gebunden.

Tschermoseme (Teile der Griserden)

Es gibt Bodenprofile, in denen ein Tschermosem auf einer Fahlerde entwickelt ist. Kennzeichnend sind fehlende schwarze Tonbeläge im Bt-Horizont. Ein Teil des Ah-Horizontes ist in zuvor verfalltem, tonverarmtem Substrat, das zur Zeit der Hauptlageentstehung umgelagert wurde, entwickelt. Der Humusgehalt liegt bei einem Masseprozent. Die Farbe ist sehr hellgrau. Diese Böden kennzeichnen den Übergang der Braunerde-Fahlerden zu den Tschermosemen im Osten der tschermosembetonten Lössböden Sachsen-Anhalts.

8. Schlußfolgerungen

Die Systematik der Lessivé-Böden muss neu diskutiert werden.

Die Zuordnung der Fahlerde-Braunerde der KA5, mit der Horizontfolge der hier vorgestellten Braunfahlerde, zu den Braunerden ist falsch und steht in logischem Widerspruch zur Klassendefinition bzw. zum Bestimmungsschlüssel der Klassen der terrestrischen Böden. Diese Böden sind Braunerde-Fahlerden nach den Regeln der Bodensystematik der BRD.

Die Definition der Braunerde-Fahlerde der KA5 sollte noch einmal überdacht werden. Verbraunte Fahlerde als Varietät wäre besser.

Es ist zu überlegen, ob erodierte Lessivé-Böden ohne namengebenden Oberboden nicht einen prägnanten kurzen Namen erhalten sollten. Die Horizontfolge A(h,p)-Bt lässt sich richtigerweise als erodierter Lessivé, erodierte Parabraunerde, erodierte Braunerde-Fahlerde, erodierte Fahlerde bezeichnen. Ein Name wie z. B. Rumpflössivé wäre vielleicht nutzerfreundlicher.

10. Literatur

ALTERMANN, M., KNAUF, C., MAUTSCHKE, J. et al (1979): Arbeitsrichtlinie Bodengeologie. - unveröff. Ber.; Halle (LAGB).

ESCHE, C., GEILING, S., HOFFMANN, K.H. et al. (1964): Ergebnisse der Standortserkundung im staatlichen Forstwirtschaftsbetrieb Ziegelroda.- unveröff. Ber.; Gemrode (Forstl. L.-Anst.)

HEINEMANN, B. (1964): Die Böden der Drenthe-Grundmoräne im Hümling. - Diss., TH Hannover, 217 S.

LIEBEROTH, I. (1982): Bodenkunde. - Berlin (Dt. Landwirtschaftsverlag), S. 182.

LIEBEROTH, I., KOPP, D., SCHWANECKE, W. (1991): Zur Klassifikation der Mineralböden bei der land- und forstwirtschaftlichen Standortskartierung. - Petermanns Geogr. Mitt., 135, H3: S.153-164; Gotha(Haack).

Sedge turfs – a widespread topsoil phenomenon on the Tibetan Plateau

Knut Kaiser

1 Introduction

The eastern part of central Tibet at about 4,000 to 5,000 m a.s.l. is covered by alpine sedge mats consisting mainly of *Kobresia pygmaea*. Including degradation stages, the total area of (dry) *Kobresia* mats mapped in the ATLAS OF TIBET PLATEAU (1990) comprises about 450,000 km². At water surplus sites, sedge swamps of *Kobresia schoenoides* form an additional azonal vegetation pattern. The total area of these wetlands in Tibet is given as about 80,000 km². A common pedological feature of these sites consists of topsoil horizons rich in organic matter, so-called *turfs* or *sods* or *mats*. The turfs are extremely firm and widely used for rural construction purposes as walls and shelters, and sometimes also as fuel. On a smaller areal scale, further occurrences of turf-producing *Kobresia* ecosystems are known from mountain areas of central China, Nepal, Mongolia and Kyrgyzstan as well as from North America and Greenland.

According to MIEHE & MIEHE (2000), the *Kobresia pygmaea* pastures of Tibet partly represent a secondary plant formation adapted to livestock grazing. Consequently, the *Kobresia* turfs and underlying soil horizons might represent an archive for the regional Holocene environmental history. Furthermore, as the turfs have recently been affected by a complex destruction process, knowledge concerning their age, circumstances of formation and possible reestablishment is needed. However, there has been no pedogenic investigation on the formation of *Kobresia* turfs on the Tibetan Plateau so far.

The central Tibetan area around Amdo, Nagqu and Lhari represents the core area of *Kobresia pygmaea* mats. To trace a possible areal differentiation of the turf characteristics – following a gradient in precipitation – in 2003 a quasi-isoaltitudinal ca. 200-km-long transect was recorded from Sogxian in the east (31°52'N, 93°05'E) to Bardarxian in the west (31°24'N, 91°01'E) comprising an altitude of 4,200 to 4,900 m a.s.l.

2 Methods

Several pedological analyses were carried out on eight of a total of 17 turf-bearing profiles (root counting, grain-size distribution, C_{org}, N, LOI, CaCO₃, pH, Fe-compounds, main and trace elements). Horizon designations and soil types are given using WRB (ISSS-ISRIC-FAO 1998). The turf has a thickness of ca. 5-30 cm and structurally consists of felty remains of fine sedge-roots. Further compounds are amorphous humus and minerogenic matter. It is not comparable with ordinary O horizons terming organic layers on top of mineral soils. Thus a new designation was created for this horizon (Afe = suffix *fe* from *felty*; KAISER 2004). Some turf samples were subjected to micromorphological analysis (O. Ehrmann, Creglingen). Macrofossil analysis (A. Barthelmes, Greifswald) was aiming both at a botanical characterisation of plant remains constructing the turf and an extraction of plant remains suitable for ¹⁴C-AMS-dating (Erlangen Laboratory). Parallel pollen analy-

sis (M. Schult, Greifswald) were performed to trace a possible succession of the vegetation.

3 Settings

Mean annual precipitation varies from 600 mm in the east to 300 mm in the west, mean annual temperature undulates around 0 °C (MIEHE et al. 2001). The larger portion of the territory belongs to alpine sedge mats, whereas the westernmost part consists of alpine steppes (ATLAS OF TIBET PLATEAU 1990). Nearly the whole area is covered by a thin layer of silty loess. Additionally, morainic, fluvial-lacustrine and peaty sediments form the soil substrates. Along the transect, the present-day land use is mainly characterised by animal husbandry. Field observations of eroded topsoils as well as assessments of grazing capacity and desertification indicated that the *Kobresia* pastures are severely overgrazed, which has resulted in serious pasture deterioration (WEI YAXING & CHEN QUANGONG 2001).

4 Results

The turf occurs in nearly all relief positions – at tops, slopes, depressions – and covers different substrates and soil types. Most of the turf profiles recorded belong to the dry *Kobresia pygmaea* facies (n = 11) comprising Cambisols (n = 8), Leptosols (n = 2) and Chernozems (n = 1). Six wet site profiles have *Kobresia schoenoides* vegetation and represent Histosols (n = 4) and Gleysols (n = 2). Consequently, at dry *Kobresia pygmaea* sites, a (Humic) Cambisol with an idealised succession of Afe / Ah / Bw / C horizons is the prevailing soil type. Selected pedological properties of the turfs analysed are given in the table below:

Parameter	<i>K. pygmaea</i> turf (n = 6)	<i>K. schoenoides</i> turf (n = 2)
moisture regime	dry	wet
substrate genesis	aeolian, morainic, fluvial	telmatic, lacustrine, fluvial
grain size	loamy sand, sandy loam, clayey loam	clayey loam
thickness (cm)	6-18	22-30
roots (n/cm ²)	9-34	12-16
LOI (%)	4-60	17-86
C _{org} (%)	2-9	15-16
C/N ratio	11-16	14
pH	5-6	6-7
CaCO ₃ (%)	0	1-10

In the Afe horizon, LOI and quantity of roots were measured with a resolution of 1 cm showing a decreasing gradient by depth. According to granulometrical and mineralogical parameters, there is no layering concerning turf and underlying soil horizon(s).

Micromorphological analyses of turf samples (depth interval 0-8 cm) show, on the one hand, a large quantity of roots and fungal remains (mycorrhiza). On the other hand, there are no traces of faunal elements such as earthworms, soil mites and diptera except small oligochaete worms and protozoa. Dead roots are filled with a substance showing birefringence. However, chemical investigations by means of a SEM based microprobe yielded no results. Root counting reveals a clear decrease of roots top down.

The macrofossil spectra are dominated by radicels (max. 54.4 %), which originate most probably from *Cyperaceae*. Further fractions comprise woody roots, which originate from perennials / dwarf-shrubs (max. 29.7 %), and leaf sheets originating from *Cyperaceae* (max. 15.6 %). The

amount of main macrofossil fractions clearly follows a depth-dependent order, showing declining percentages by depth. Together with a concentration of above-ground remains close to the surface and a nearly exclusive presence of below-ground remains in the lower part, this points to a penetration of roots from a quasi-stable surface into the soil. Macrofossils such as seeds, woods, branches from mosses and charcoal are extremely rare, which hampers the extraction of material for radiocarbon dating.

The pollen spectra are dominated by high percentages of *Cyperaceae*. Distinct smaller quantities have grasses, herbs and perennials. Arboreal pollen (<2 %), such as from *Betula*, *Alnus* and *Pinus*, are restricted close to the surface and originate most probably from long-distance transport. Remarkably, and contrary to macromorphological and micromorphological observations, there is a large quantity of burned particles occurring predominantly in the fraction <25 µm. The pollen spectra do not contain an indication of vegetation succession.

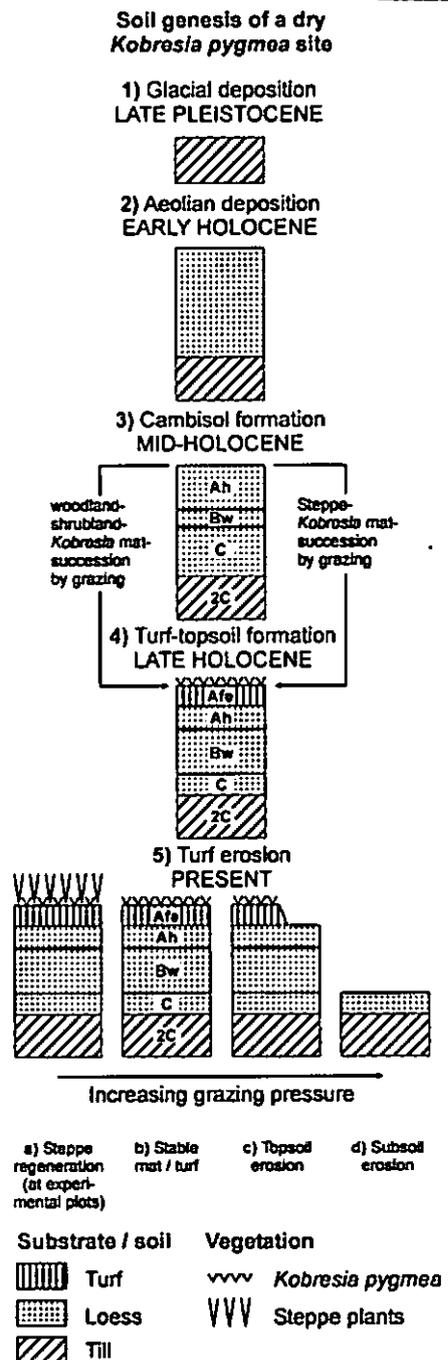
Six radiocarbon datings on selected macroremains from *Kobresia* turfs (sampling depth = 2-17 cm) yielded ages of -597 ± 50 to -1,827 ± 41 BP. Negative radiocarbon ages are the expression of a present-day age of the carbon dated (CURRIE 2004). Datings on underlying bulk soil (humic acids) samples from the Afe base (n = 4, sampling depth = 13-30 cm) yielded ages of 1,882 ± 50 to 395 ± 53 BP representing Late Holocene maximum ages for the turfs.

5 Discussion and conclusions

The figure on the right presents a model of soil genesis at a dry site overgrown with *Kobresia pygmaea*. Generally, the genesis of turf is attributed to the build-up and diminished decay of organic matter. According to the pedological and botanical parameters investigated, the soil surface was quasi-stable and the prevailing root matter was deposited little by little downwards ('penetration model'). Most probably, the onset of turf production was connected with a vegetation change – from steppe to sedge mat (in other regions of Tibet also from forest to sedge mat) – which has been established locally in Tibet (e.g. MIEHE & MIEHE 2000). Thus the turf is a matter of transformation of a pre-existing soil. Consequently, the turf is to be designated pedologically as a horizon, not as a layer.

According to SOILS OF TIBET (1985), the turf-bearing soils are attributed to a cold thermal regime with medium high precipitation and permafrost. However, the dominant portion of central Tibet has only 'seasonally frozen ground' (WANG & FRENCH 1995). Along the transect investigated, signs of recent permafrost were recorded only at above 4,800 m a.s.l. At dry sites, the decay seems to be mainly controlled by the cold thermal regime, which is indicated by low annual temperatures around 0 °C. The *Kobresia pygmaea* vegetation has produced a large amount of root biomass whose decay is diminished by seasonally very low soil temperatures causing a low rate of decomposition. This results in an enrichment of dead roots. At wet sites, water saturation forms an additional factor preventing the decomposition of roots.

The ¹⁴C datings presented reveal a Late Holocene genesis of the turf lasting up to the present. Similar data on micro- and macroremains (pollen, seeds) were obtained from turfs of southern Tibet located at 5,100 m a.s.l. (320 to -82 BP; F. Schlütz, Göttingen, pers. com.). The datings may contradict the assumption by MIEHE & MIEHE (2000) of a possible Mid-Holocene onset of turf forming.



6 References

ATLAS OF TIBET PLATEAU (1990): Edited by the Institute of Geography, Chinese Academy of Sciences. Beijing. (in Chinese)

CURRIE, L.A. (2004): The remarkable metrological history of radiocarbon dating. J. of Research of the National Inst. of Standards and Technology 109: 185-217.

ISSS-ISRIC-FAO (1998): World reference base for soil resources. FAO, World Soil Resources Report 84. Rome.

KAISER, K. (2004): Pedogeomorphological transect studies in Tibet: implications for landscape history and present-day dynamics. Prace Geograficzne 200: 147-165.

MIEHE, G. & MIEHE, S. (2000): Environmental changes in the pastures of Xizang. Marburger Geographische Schriften 135: 282-311.

MIEHE, G., WINIGER, M., BÖHNER, J., ZHANG YILI (2001): The climatic diagram map of High Asia. Purpose and concepts. Erdkunde 55: 94-97.

SOILS OF TIBET (1985): Expedition to the Qinghai-Tibet Plateau by the Chinese Academy of Sciences. Beijing. (in Chinese)

WANG, B. & FRENCH, H.M. (1995): Permafrost on the Tibet Plateau, China. Quaternary Science Reviews 14: 255-274.

WEI YAXING & CHEN QUANGONG (2001): Grassland classification and evaluation of grazing capacity in Naqu Prefecture, Tibet Autonomous Region, China. New Zealand J. of Agricultural Res. 44: 253-258.

Analyse des Auftretens bodensystematischer Einheiten in der Elbaue auf der Grundlage rasterorientierter Eingangsdaten

M. Kastler¹, K.-J. Hartmann², R. Jahn³

Einleitung

Grabe et al. (2004) wiesen für ein Auengebiet der Schwarzen Elster die Abhängigkeit der Mächtigkeit der Auensedimente sowie des Hydromorphierungsgrades der Böden und damit die Ausbildung der bodensystematischen Einheit von der relativen Höhe über dem Gewässerspiegel nach.

In der vorliegenden Untersuchung wurde überprüft, ob ähnliche Zusammenhänge auch für das wesentlich breitere Auengebiet der Elbe nördlich von Magdeburg zu finden sind. Hierfür wurden Profilinformatoren im Zusammenhang mit hochauflösenden, lasergescannten Höhendaten analysiert.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet ist ein 25 km langer Abschnitt der östlichen Elbaue zwischen den Mündungen des Mittelland- und des Elbe-Havelkanals. Auf dem untersuchten Abschnitt weist die Elbe einen Höhenunterschied von 5,75 m auf. Die Aue ist zwischen 5 und 10 km breit.

Als Datengrundlage dienten die Ergebnisse einer bodenkundlichen Kartierung von Schröder (1984), bei der 540 Profile aufgenommen wurden. Die verwendeten Höhendaten stammten aus einer Laserscannerbefliegung (horizontale Auflösung: 0,50 m, vertikale Auflösung: 0,01 m) und dem ATKIS Sachsen-Anhalt. Daraus wurde eine Konturkarte der Höhenstufen (0,25 m Klassenweite) erzeugt und die Profildaten um die Höheninformation ergänzt. Anschließend wurde die relative Höhenlage jedes Profildpunktes über dem Gewässerniveau der Elbe berechnet.

Diesem Schritt folgte die Analyse der Abundanz der Boden- und Substrattypen in den einzelnen berechneten Höhenstufenklassen. Die Daten wurden anschließend mittels hierarchischer Clusteranalyse (Ward-Verfahren) und der Berechnung von Ähnlichkeitswerten zwischen Boden-, Substrattypen und Höhenstufenklassen mittels Detrended Correspondence Analysis geordnet. Diese multivariaten

Analysen wurden mithilfe des Programmes PAST (Hammer et al., 2001) durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Semiterrestrische Böden stehen in den Klassen 1,75 m bis einschließlich 5,00 m über Elbniveau an. Die Klassen < 1,75 m sind nicht besetzt. Oberhalb 5,00 m finden sich ausschließlich vom Grundwasserspiegel unbeeinflusste Böden (Abb. 1).

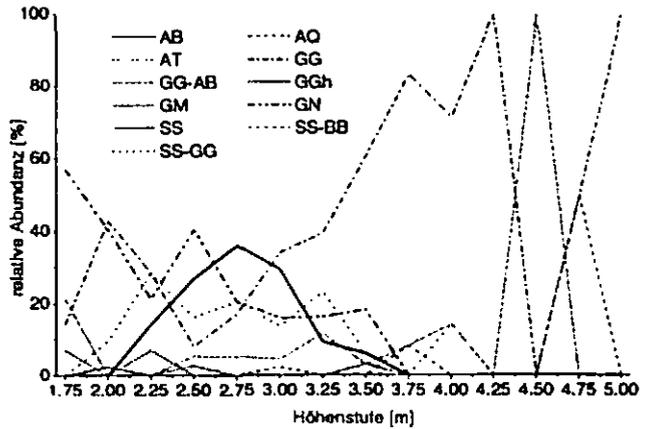


Abb. 1: Verteilung der Bodentypen als Funktion ihrer relativen Höhenlage über dem Gewässerspiegel der Elbe unter Angabe der relativen Abundanz.

Es zeigt sich eine Häufung von Nassgleyen bis 2 m über dem Gewässerspiegel der Elbe (üGS) und eine kontinuierliche Verringerung des Auftretens dieses Bodentyps bis 3,50 m üGS. Damit einhergehend treten vermehrt Vegen auf. Sie erreichen ihre maximale Abundanz bei 2,75 m üGS. Sie werden im Bodentypeninventar der Höhenklassen > 3 m üGS zunehmend von Normgleyen abgelöst. Im Übergangsbereich von Vegen zu Gleyen treten Gley-Vegen vergesellschaftet mit Pseudogley-Gleyen auf. Werden nur die Klassen 1,75-4,00 m üGS berücksichtigt, fällt auf, dass sowohl tonige als auch lehmige Auensubstrate ein Maximum bei 1,75 m über Elbniveau haben. Während mehrschichtige Böden mit Auenlehmdecken über fast alle Höhenstufen gleichmäßig verteilt auftreten, sind einschichtige Auenlehme auf den Bereich zwischen 2,75 und 3,75 m üGS beschränkt. Auch reine Auentonböden treten in einem engen Bereich auf. Ihre größte Abundanz ist gegenüber den Auenlehmen in den Bereich zwischen 2,50 und 3,25 m verschoben. Er deckt sich etwa mit dem vermehrten Auftreten von Vegen in diesen Höhenstufenklassen. Ungeschichteter lehmiger Sand findet sich vor allem in Höhen von 3,75 bis 4,00 m über Elbniveau (ohne Abb.). Mithilfe der Clusteranalyse (Abb. 2) wurden Muster und Regeln in der Ausbildung von Bodentypen in Abhängigkeit von der Position und vom Substrat gefunden. Das Boden- und Substrattypeninventar der gebildeten Gruppen gliedert sich wie folgt:

¹ Ingenieurbüro boden| umwelt,
Eichendorffstraße 2, D-06114 Halle
e-mail: michael.kastler@boden-umwelt.de

² Landesamt für Geologie und Bergwesen,
Köthener Straße 34, D-06118 Halle
e-mail: joerg.hartmann@lagb.mw.lsa-net.de

³ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung,
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg,
Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: reinhold.jahn@landw.uni-halle.de

1,75 & 2,25 m üGS

- Anmoor- und Gleye auf (z.T. flachem) Auenlehm über Sand
- Vegen, Pseudogley-Gleye auf tiefgründigem Auenton

3,75 m üGS

- Gleye auf Auenlehm und Auenlehmsand über tiefem Lehm

4,00-5,00 m üGS

- Gleye auf Auenlehmsand und Auenlehmsand über tiefem Lehm bzw. Sand

2,50 & 2,75 m üGS

- Nassgleye auf Auentonen
- Vegen auf Auenlehm und Auenlehm über tiefem Sand
- Gley-Vegen auf Auenlehm und -ton
- Normgleye auf Deckauenlehm
- Pseudogley-Gleye auf Auenton über tiefem Sand

2,00 m üGS

- Gleye und Nassgleye auf Auenlehm und Auenlehmsand über tiefem Sand

3,50 m üGS

- Gleye auf Auenlehm und Decklehm

3,00 & 3,25 m üGS

- Gleye und Vegen auf (Deck -)Auenlehm
- Nassgleye auf Auenton
- Gley-Vegen auf Auenlehm

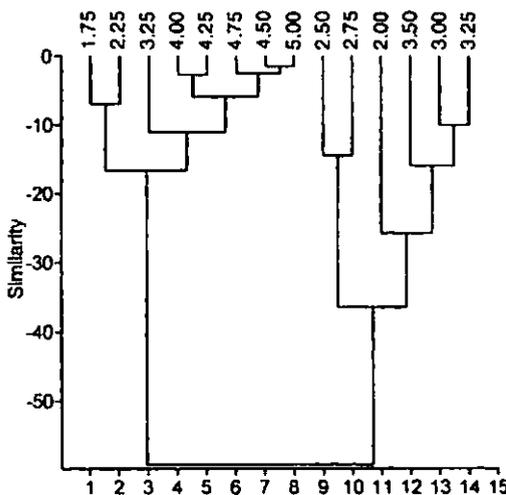


Abb. 2: Dendrogramm des Ward-Verfahrens zur Gruppenbildung nach Boden- und Substrattyp

Im DCA-Diagramm (Abb. 3) ordnen sich die einzelnen Bodentypen im Umfeld der Substrate und Höhenstufen ein, unter deren Bedingungen sie gebildet werden. So liegt der berechnete Achsenwerte für den Normgley zwischen den Werten für Auendecksalm und -lehm sowie sandunterlagerten Auensalm bzw. -lehm. Die höchste Abundanz haben Normgleye in der Höhenklasse 3,00 m üGS. Vegen stehen in der Regel auf Auenlehm bzw. tiefgründigem sandunterlagerten Auenlehm in 2,50 bis 3,00 m über Elbniveau an. Nassgleye kommen fast immer vergesellschaftet mit Pseudogley-Gleyen

auf Auentonböden mit erhöhten Abundanzen zwischen 2,50 und 3,25 m üGS vor.

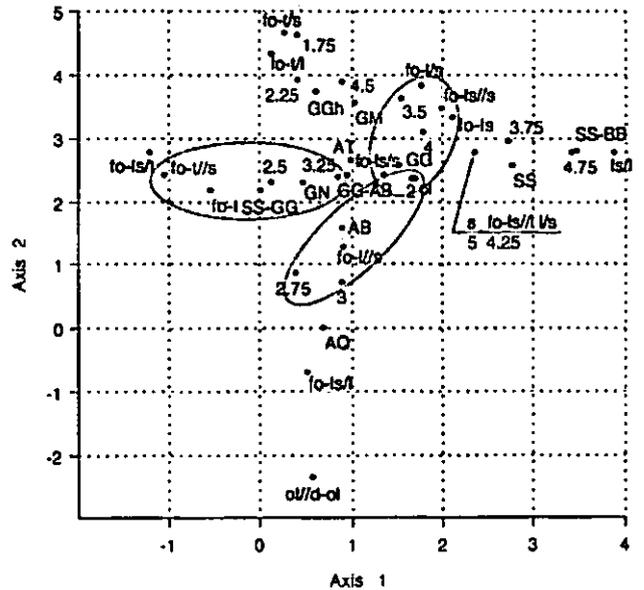


Abb. 3: Diagramm der Detrended Correspondence Analysis zur Einordnung der Bodentypen in Abhängigkeit von den Substrattypen und relativen Höhenstufen über Elbniveau

Zusammenfassung

Durch die Klassifizierung und Ordnung der Daten mittels Clusteranalyse und Detrended Correspondence Analysis können bei genügend großem Stichprobenumfang Muster für das Auftreten von bestimmten Bodentypen in Abhängigkeit von ihrer relativen Höhenlage über dem Gewässerniveau gefunden werden. Der ordnende Faktor dabei sind die bodenbildenden Substrate und deren Abfolge im Profil.

Danksagung

Die Untersuchung wurde im Rahmen eines Werkvertrages mit dem Landesamt für Geologie und Bergwesen in Kooperation mit dem Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung der Universität Halle-Wittenberg durchgeführt.

Literatur

Grabe, M., Kleber, M. & Jahn, R. 2004: Entwicklung einer Bodenkarte für das Gebiet der Schwarzen Elster unter Nutzung eines neuronalen Netzes, Bericht, Martin-Luther-Universität Halle Wittenberg, Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung.

Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P. 2001: PAST. Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, 4:9 ff. PAST, Version 1.34, <http://folk.uio.no/ohammer/past>.

Schröder, H. 1984: Untersuchungen zur Struktur der Bodendecke – Meliorationseinheiten Burg. Ergebnisbericht, VEB Kombinat Geologische Forschung und Erkundung Halle (Saale), nicht veröffentlicht.

Ableitung von bodenphysikalischen Daten für Flächendatenbanken

M. Kayser¹⁾, A. Bauriegel²⁾

Einleitung

Für viele Fragestellungen, insbesondere bei der Auswertung und Bewertung von Bodenkarten werden hochauflösende flächenbezogene Daten benötigt. Hier stehen bodenphysikalische Daten im Vordergrund, da sie die Basis für weitere Ableitungen hinsichtlich des Wasserhaushaltes aber auch des Stoffhaushaltes und des Speichervermögens der Böden darstellen. In der Flächendatenbank der Bodenübersichtskarte 1:300.000, BÜK 300 (BAURIEGEL et al., 2001) sind stoffbezogene Daten mit den Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK) der Flächenbodenformen (FBF) verknüpft. Auf diese Weise lassen sich für einzelne HSK oder ganze Profilabfolgen der FBF bodenphysikalische und -chemische Daten aus der Flächendatenbank ermitteln. Ziel dieser Arbeit soll die Darstellung der Verfahrensweisen der Bereitstellung von bodenphysikalischen Daten sowie der damit verbundenen Probleme für Flächendatenbanken sein.

Verfahrensweisen

In der Flächendatenbank zur BÜK 300 sind neben dem mittleren Wert oder Median für das entsprechende Merkmal, wie z. B. die Feldkapazität (FK), auch Verteilungsparameter angegeben. Dazu gehören die in Abb. 1 dargestellten Daten wie die 25- und 75-%-Perzentile (P25, P75), der Variationskoeffizient (V), sowie der Stichprobenumfang (n) und eine normierte verbale Einschätzung (verbal) der Aussagesicherheit der aufgeführten Ergebnisse (BAURIEGEL, 2004). Aus Abb. 1 lassen sich auch die teilweise sehr begrenzten Stichprobenumfänge n erkennen, die bei einer Darstellung auf der Ebene von Horizont-Substrat-Kombinationen vorliegen.

Hor	HSK	FK(KAS)	FK	P25	P75	n	V	verbal
1	Ap-g-el(Sp)	22.1	11.9	11.8	11.9	3	0.01	h
2	Ad-Bv-g-el(Sp)	17.2	17.0	16.3	17.4	3	0.07	h
3	Ad-p-el(Sp)	17.2	15.6	12.6	17.3	12	0.28	m
4	Bt-g-el(Mg)	28.1	25.3	23.7	26.6	21	0.10	h
5	Cv-g-el(Mg)	25.7	-	-	-	0	-	-

Abb. 1: Bodenphysikalische Parameter der Horizont-Substrat-Kombinationen der Flächenbodenform LF-BB: p-ls (Sp)/g-el (Mg)

Grundsätzlich lassen sich zwei Wege der Datengewinnung für die Flächendatenbank unterscheiden. Zum einen werden die für den jeweiligen Geltungsbereich der Bodenkarte tatsächlich vorhandenen bodenphysikalischen Datensätze mit den dazugehörigen Horizont-Substrat-Kombinationen verknüpft. Daraus ergeben sich für die

einzelnen HSK sehr unterschiedliche Stichprobenumfänge von tatsächlich beprobten Horizonten je HSK (Abb. 2). Aus den vorliegenden Datensätzen können dann die genannten Parameter für jede HSK berechnet werden und zusätzlich die Funktionsparameter der Wasserretentionsfunktionen für jeden Datenbankparameter (z. B. Median, Perzentile etc.) angegeben werden (Abb. 2).

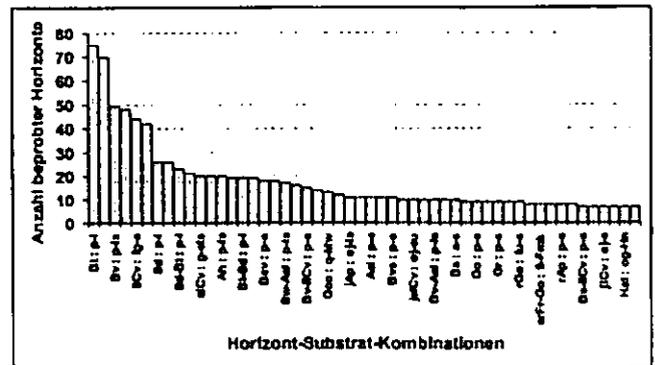


Abb. 2: Anzahl beprobter Horizonte je Horizont-Substrat-Kombination

Aus Abb. 2 ist auch ersichtlich, dass der weitaus größte Anteil der HSK nur über sehr geringe Stichprobenumfänge von n<10 beprobten Horizonten/HSK verfügt. Dieser Umstand führte zu einer Bestimmung des Mindeststichprobenumfanges (SACHS 1992). Zur Bestimmung des Stichprobenumfanges zur Schätzung eines Mittelwertes wurde ein iteratives Verfahren angewendet. Danach berechnet sich der Stichprobenumfang aus einem Erfahrungswert der Standardabweichung E(s) und der halben Breite des Konfidenzintervalls d nach:

$$n = \left(t(0,975; n-1) \cdot \frac{E(s)}{d} \right)^2$$

Diese Gleichung lässt sich mit Hilfe der t-Tafel iterativ lösen.

Bei der Unterschreitung eines kritischen Wertes des vorhandenen Stichprobenumfanges wurde auf Altdatenbestände von vor 1990 zurückgegriffen und das aktuelle Tabellenwerk der KA5 (AG BODEN 2005) verwendet.

Ergebnisse

Für die iterative Berechnung des Stichprobenumfanges wurde der Erfahrungswert der

¹⁾ C&E Consulting und Engineering GmbH, Paradiesstr. 208, 12526 Berlin

²⁾ Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

Standardabweichung $E(s)$ aus den höchsten Stichprobenumfängen der HSK Bt:p-l herangezogen. Daraus ergab sich für diese HSK bereits bei einem theoretischen Stichprobenumfang von $n = 23$ eine ausreichende Wiederholungsanzahl, um den Mittelwert der Feldkapazität für die real vorhandenen Wiederholungen von $n = 75$ abzusichern. Das Ergebnis für die Berechnung des Stichprobenumfangs der HSK Ael:p-ls ergab einen theoretischen Stichprobenumfang von $n = 30$. Ein entsprechender Mindeststichprobenumfang für die zunächst ausreichende Absicherung der bodenphysikalischen Daten liegt somit zwischen $n = 20$ bis $n = 30$ beprobten Horizonten je HSK (Abb. 3).

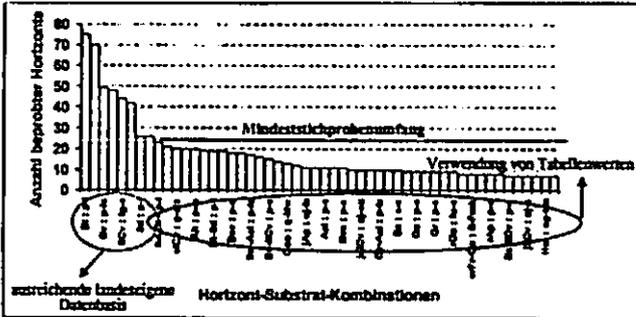


Abb. 3: Mindeststichprobenumfang in Bezug zur Anzahl beprobter Horizonte je HSK

Tab. 1: Vergleich von KA5-Daten mit aktuell erhobenen Daten des LBGR- bei allen LBGR-Datensätzen war der Test auf Nicht-Normalität negativ, der Vergleich wurden mit dem t-Test für ungepaarte Stichproben durchgeführt-

	GPV Vol.-%	FK Vol.-%	TW Vol.-%
Reinsande			
KA 5	40	19*	4*
LBGR n = 34	42	16*	3*
Lehmsande			
KA 5	40*	24	6
LBGR n = 36	37*	22	6
Lehme			
KA 5	34	27	13
LBGR n = 73	33	25	13

Die in den Tabellen der KA5 vorhandenen Daten zeigen im Vergleich zu den LBGR-Daten zum Teil signifikante Unterschiede auf. Dabei werden die Unterschiede mit steigender Bindigkeit von Reinsand zum Lehm geringer (Tab. 1).

Beim Vergleich von Altdaten (vor 1990) mit den nach 1990 erhobenen Daten wurden insbesondere bei der Feldkapazität erhebliche Unterschiede für gleiche Bodenartengruppen, -hauptgruppen festgestellt. Die Werte der Feldkapazität der Altdaten waren im Mittel um 10 Vol.-% geringer als die der LBGR-Daten. Bei den Lehmsanden lag die Differenz bei 9 Vol.-% und bei den Lehmen bei 3 Vol.-%. Auch hier verringert sich der Werteunterschied mit steigender Bindigkeit.

Fazit

Bei den hier vorgestellten Ergebnissen, die bei der Bereitstellung von Daten die Flächendatenbank der BÜK300 entstanden, läßt sich erkennen, dass ca. 10 Horizont-Substrat-Kombinationen mit einer ausreichenden Wiederholungszahl von mindestens $n = 20$ belegt sind. Die meisten HSK wiesen weniger als 10 Wiederholungen auf. Dafür wurde versucht, die bestehenden Datenlücken mit Altdaten oder den Tabellenwerten der KA5 „aufzufüllen“. Beides erwies sich als problematisch, da vor allem bei den Reinsanden und Lehmsanden signifikante Unterschiede zu den LBGR-Daten auftraten. Die Ursachen könnten z.B. auf unterschiedlichen Messverfahren bei den Altdaten und den KA5-Daten beruhen. Darüber hinaus wurden in der KA5 keine Angaben zur Wiederholungszahl gemacht, so dass die Beurteilung der Datensicherheit der KA5-Daten nicht möglich war.

Als besonders problematisch stellt sich die Bereitstellung von bodenphysikalischen Daten für Sondersubstrate dar. Dazu zählen unter anderem Mudden oder auch Wiesenmergel, die lokal einen erheblichen Flächenanteil aufweisen können. Es sollte auch geprüft werden, ob die Angabe von pF-Daten von Auflagehorizonten sinnvoll ist, um das Speichervolumen, dass zumindest im Frühjahr der Vegetation zur Verfügung steht, besser beurteilen zu können.

Als eine wesentliche Aufgabe bei der weiteren Datenerhebung sollten auch die Kipp-Böden der Braunkohlentagebaue sowie Stadtböden im Vordergrund stehen.

Literatur

- BAURIEGEL, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten - Am Beispiel der Bodentübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000. - Dissertation, Humboldt-Universität Berlin, 147 S., Berlin
- BAURIEGEL, A., KÖHN, D., SCHMIDT, R., HERING, J. & HANNEMANN, J. (2001): Bodentübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000. Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Kleinmachnow/Potsdam.
- SACHS, L. (1992): Angewandte Statistik. - Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.

Salzgehalte kalkreicher Solonchake und eines Gypsisols in der Ebene von Marvdasht/Südiran

Martin Kehl, Yvonne Börgens & Armin Skowronek¹

Einführung

Die Ebene von Marvdasht (Jahresniederschlag 200-350 mm) ist eine der wichtigsten Kornkammern des südlichen Iran, in der hohe Weizen-, Mais- und Zuckerrüben-erträge erzielt werden. Einige der kalk- und tonreichen Ackerböden sind von sekundärer Versalzung betroffen, die durch Mangel und schlechte Qualität des Bewässerungswassers verursacht wird. Eine kostenaufwändige Verbesserung der Wasserversorgung könnte die Versalzungsgefährdung der Ackerböden reduzieren und weidewirtschaftlich genutzte Gebiete für die Bewässerung erschließen. Zur Abschätzung der Versalzungsgefährdung und Planung von Entsalzungsmaßnahmen ist die Kenntnis des Versalzungsstatus der Böden erforderlich. Hierzu wurden Tiefenverteilungen leichtlöslicher Salze von ackerbaulich genutzten Böden im distalen Bereich eines Schwemmfächers (B1 und B2) und von derzeit weidewirtschaftlich genutzten Böden (B3 und B4) der alluvialen Ebene aufgenommen.

Methoden

Die Böden wurden nach einem trockenen Winterhalbjahr im Frühjahr (B1) bzw. im Herbst (B2 bis B4) beprobt. Zur Kennzeichnung der Salzanreicherung wurden folgende Kennwerte ermittelt:

- Gehalte an Calciumcarbonat, Gips, leichtlöslichen Salzen (SCHLICHTING et al. 1995)
- Elektrische Leitfähigkeit im 1:5 Boden/Wasser-Extrakt ($EC_{1:5}$) sowie im Bodensättigungsextrakt (EC_{BSE}) (n. ROWELL 1997)
- Ionenbestand des Bodensättigungsextraktes, BSE: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} mit AAS; Cl^- , NO_3^- , SO_4^{2-} mit IC; HCO_3^- aus gelöstem, anorganischem C
- Natriumsättigung am Austausch (NSA): Geschätzt aus dem Natriumadsorptionsverhältnis (NAV) des Bodensättigungsextraktes (s. VAN REUWIJK 1995):

$$NSA = \frac{100 \cdot (-0,0126 + 0,01475 \cdot NAV)}{1 + (-0,0126 + 0,01475 \cdot SAR)}$$

Ergebnisse und Bewertung (vgl. Tabelle)

Die stark bis extrem salzhaltigen Böden zeigen große Unterschiede in Tiefenverteilung (Daten bei Erstauteur), Art und Ausmaß der Salzanreicherung, woraus sich unterschiedliche Ansprüche an die Bewirtschaftung bzw. Inkulturnahme der Flächen ergeben. Der nach FAO (1998) als Chloridi-Calcic Solonchak zu klassifizierende B1 ist als sehr stark salzhaltig einzustufen. Die Kationenzusammensetzung des BSE ist calciumdominiert. Eine Abnahme der Salzgehalte mit zunehmender Bodentiefe deutet auf eine Salzzufuhr mit dem Bewässerungswasser hin. Ein kapillarer Aufstieg von Salzen ist bei einem Grundwasserflurabstand von >3,5 m wohl unbedeutend. Der ebenfalls calciumdominierte B2 ist als Sali-Calcic Gypsisol und als mittel salzhaltig anzusprechen. Der Grundwasserspiegel wurde infolge Drainage und Abpumpen von Bewässerungswasser künstlich abgesenkt. Auf B2 ist bei salzempfindlichen Kulturen (z.B. Mais, Reis) bereits mit hohen Ertragsminderungen zu rechnen. Für die auf dem Schwemmfächer gelegenen B1 und B2 ist jedoch eine vergleichsweise gute Drainage gegeben, so dass leichtlösliche Salze durch eine Steigerung der Bewässerung relativ leicht ausgewaschen werden können.

Der Gypsi-Calcic Solonchak (B3) und der Gleyi-Calcic Solonchak (B4) sind extrem salzhaltig und natriumdominiert. In B3 liegt das Gips oberhalb des Salzgehaltsmaximums, was auf eine Gipszufuhr durch äolische Einträge hinweist. Zwei Salzgehaltsmaxima in B4 deuten auf Salzzufuhr aus dem Grundwasser und mit dem Oberflächenwasser (Schwemmebene) hin. B3 und B4 sind aufgrund ihrer hohen Na-Sättigung bei Auswaschung der leichtlöslichen Salze durch Dispergierung der Tonminerale und Strukturverlust gefährdet (vgl. ABTAHI 1985). B3 ist diesbezüglich wesentlich günstiger zu bewerten, weil durch Gipslösung freigesetzte Ca-Ionen zur Flockung der Tonminerale beitragen können. B4 ist zudem geschichtet und stellt wegen seines hohen Tongehaltes (bis 80%) und geringen Grundwasserflurabstandes sehr hohe Ansprüche an die Drainage.

¹ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, E-mail: m.kehl@uni-bonn.de

Tabelle: Standortkennzeichnung, Bodenart, Kennwerte und Bewertung der Bodenversalzung

	B1	B2	B3	B4
	Chloridi-Calcic Solonchak	Sali-Calcic Gypsisol	Gypsi-Calcic Solonchak	Gleyi-Calcic Solonchak
Reliefposition	Schwemmfächer	Schwemmfächer	Pediment	Depression in alluvialer Ebene
Grundwasserflurabstand	> 3,5 m	~8,0 m	>1,9 m	1,1 m
Bodenart (n. KA4)	Tu3	Tu3	Tu2	Tu2, Tt
pH _(H2O) ^a	7,1-7,4	7,2-7,7	7,6-8,0	7,2-7,4
CaCO ₃ (%)	40,0	31,4	21,4	30,7
Gips (%)	0,3	9,0	12,5	0,1
Lösl. Salze (%) ^a	1,50	0,87	9,27	10,30
EC _{BSE} (dS m ⁻¹) ^a	24,3	7,2	102,5	116,5
EC _{1:5} (dS m ⁻¹) ^a	7,0	4,6	34,9	22,4
NSA (%) ^a	14,0	8,3	53,0	60,6
(Ca ²⁺ +Mg ²⁺)/(Na ⁺ +K ⁺) ^{ab}	1,5	1,7	0,3	0,2
Ca ²⁺ /Mg ²⁺ ^{ab}	1,8	3,6	2,8	1,9
Anionen ^b	Cl >> SO ₄ >> NO ₃ > HCO ₃	SO ₄ = Cl >> NO ₃ = HCO ₃	Cl >> SO ₄ > NO ₃ >> HCO ₃	Cl >> SO ₄ >> NO ₃ > HCO ₃
Dominantes Kation ^c	Calcium	Calcium	Natrium	Natrium
Versalzungsgrad ^c	sehr stark salzhaltig	mittel salzhaltig	extrem salzhaltig	extrem salzhaltig

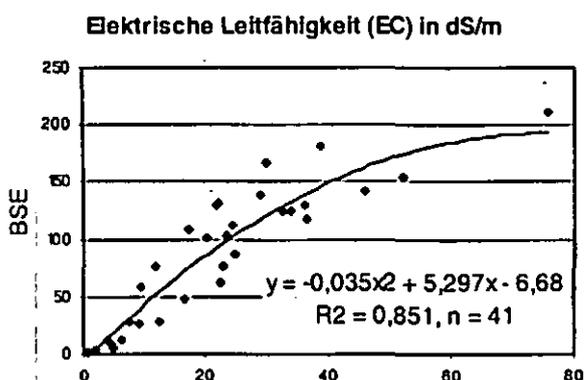
^a Spannbreite bzw. nach Horizontmächtigkeiten gewichtete Mittelwerte bis in 1 m Bodentiefe

^b Gehalte im Bodensättigungsextrakt

^c Einstufung und Bewertung der Versalzung in Anlehnung an DRIESSEN et al. (2001)

Für den Anbau von Kulturpflanzen sind B3 und B4 erst nach sehr aufwändiger Melioration durch Drainage und Entsalzung geeignet.

Zwischen EC_{1:5} (x) und EC_{BSE} (y) deutet sich eine enge Beziehung an (s. Abbildung). In Folgeuntersuchungen kann daher z.T. auf die Herstellung von Bodensättigungsextrakten verzichtet werden.



Literatur

- ABTAHL, A. (1985): Genesis, physico-chemical, and morphological characteristics of a highly saline-sodic soil after reclamation at the Ahochar station in semiarid southern Iran. - Iran Agric Res 4: 57-69.
- DRIESSEN, P., J. DECKERS, O. SPAARGAREN and F. NACHTERGAELE (2001): Lecture notes on the major soils of the world. - Food and Agriculture Organization, Rome, 324 pp.
- FAO (1998): World Reference Base for soil resources. - Rome, 88 pp.
- ROWELL, D.L. (1997): Bodenkunde - Untersuchungsmethoden und ihre Anwendung. - Berlin, Springer, 614 pp.
- SCHLICHTING, E., H.-P. BLUME and K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. - Wien, Blackwell, 295 pp.
- VAN REEUWIJK, L.P., Ed. (1995): Procedures for soil analysis. - Wageningen, 105 pp.

Danksagung

Wir danken Herrn Dr. A. Abtahi (Dep. of Soil Science, College of Agriculture, University of Shiraz) für vielfältige Unterstützung während der Geländearbeiten. Die Arbeiten wurden dankenswerterweise von der DFG gefördert.

Untersuchung zur Herkunft von Staubeinträgen in Spalten der Gehwegplatten aus benachbarten Böden

M. Khanna, W. Burghardt

Einleitung

Böden werden von Staubeinträgen beeinflusst. Dies ist auch für Böden in den Fugen von Gehwegplatten und anderen Pflasterarten anzunehmen. Es stellt sich die Frage nach der möglichen Herkunft der Stäube. In Frage kommen der Straßenverkehr, Industrieemissionen und die angrenzenden Böden. Hier soll ein erster Versuch zu einer Klärung unternommen werden. Als Ansatz dienen die Korngrößenzusammensetzung und C/N - Verhältnisse, der in den Sandfüllungen der Pflasterfugen eingetragenen Stäube.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet 1 liegt im Stadtteil Duisburg-Neumühl. Südlich der Wohnsiedlung befindet sich die ehemalige Ferromanganbrech- und Siebanlage der Thyssen AG, welche seit 1985 nicht mehr in Betrieb ist. Dort wurden an unterschiedlich gelegenen Rasen- und Gehwegsflächen 3 Probestellen ausgesucht. Die Probestellen lagen an einer Nebenstrasse (P1), einer Hauptstraße (P2) und an einer Anliegerstrasse (P3). Das Untersuchungsgebiet 2 liegt im Stadtteil Duisburg-Bruckhausen gegenüber dem Hüttenwerksgelände Thyssen-Krupp. Hier wurde der Rasen eines kleinen Straßendreiecks beprobt (P4). Alle Böden sind Auftragsböden, die auch Bauschuttbestandteile enthalten können.

Beprobte wurden die Rasenflächen und die daran angrenzenden Gehwegplatten. In den Rasenflächen erfolgte die Beprobung bis 50 cm Tiefe. Vorgestellt werden hier jedoch nur die Tiefenabschnitte 0-2 cm und 2-5 cm. Die Spalten der Gehwegplatten wurden in einem sehr feinen Tiefenraster von 0-2 mm, 2-10 mm, 10-20 mm und 20-50 mm beprobt. Dazu wurden die Platten hochgenommen und an den Rändern der Boden vorsichtig entnommen.

Im Labor wurden untersucht:

Gesamtgehalte von Kohlenstoff und Stickstoff: Gaschromatographische Bestimmung mit dem Element - Analysator EuroEA, Fa. Euro Vektor

Korngrößenzusammensetzung: Sieb- und Pipettmethode nach KÖHN, DIN ISO.11277, (06.96), ohne Carbonatzerstörung

pH-Wert: Bestimmung erfolgte potentiometrisch in einer H₂O und 0,01 m CaCl₂ Lösung nach DIN ISO 10390

Carbonatgehalte: die Bestimmung der Carbonate erfolgte nach volumetrischer CO₂-Messung mit der SCHEIBLER-FINKENER- Apparatur (SCHLICHTING et al. 1995)

Da die C- und N- Gehalte auch Anreicherungen von Streubestandteilen sein können, sind sie keine geeigneten Parameter zum Vergleich der Rasen- und Spaltenböden. Als geeignet erscheint jedoch das C/N- Verhältnis. Entsprechend wurden die C/N- Verhältnisse berechnet. Die eingetragenen Staubmengen wurden berechnet, indem die gS, mS, fS Gehalte der Spalten als über die gesamte Spaltentiefe konstant angenommen wurden. Daraus ergeben sich dann die in den Tiefenbereichen 0-2 mm, 2-10 mm, und 10-20 mm angereicherten Staubmengen.

Ergebnisse und Diskussion

Durch Vergleich der Korngrößengesamtmenge, konnte errechnet werden, dass bei den ersten drei Probestellen der Eintrag in den obersten 2 mm der Spalten zusätzlich bis zu 96 % betrug. Während der Eintrag bei Probestelle 4 bei 200% lag. Der Vergleich der Anteile der Korngrößenfraktion im Boden der Rasenfläche und in den Pflastersteinspalten zeigt deutlich den Eintrag von fU, mU, gU und ffs. Da in gS und mS gleiche Korngrößen nicht infiltrieren können, tritt eine Anreicherung von Schluffen und Feinstsanden in den Spaltenböden auf.

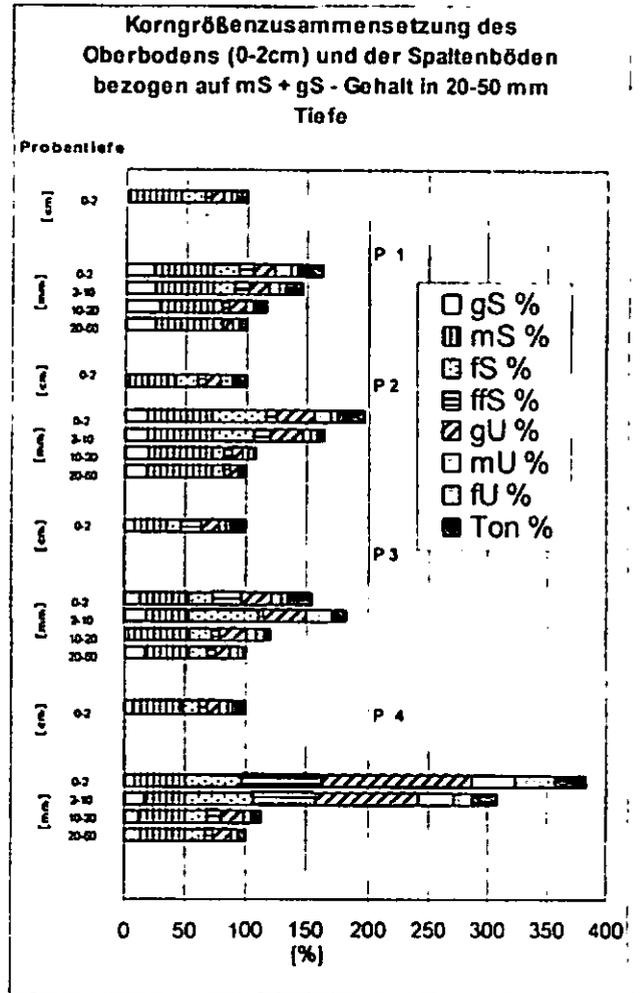


Abb.1: Korngrößenzusammensetzung des Oberbodens (0-2 cm) und der Spaltenböden bezogen auf mS+gS-Gehalt in 20-50 mm Tiefe

Tabelle 1. Untersuchungsergebnisse von Probestelle 1 und 4

Profil/Platte	Probentiefe	pH -Wert	CaCO ₃	Korngröße (%)			C (%)	C/N
				T	U	S		
Profil 1	0 - 2 cm	6,43	0,50	9,62	20,18	70,19	6,40	13,30
	2 - 5 cm	6,38	0,32	11,42	20,87	67,71	5,42	14,89
Platte 1	0 - 2 mm	6,20	1,37	12,91	22,69	64,41	12,59	12,23
	2 - 10 mm	6,80	1,69	9,98	20,59	52,45	6,38	14,54
	10 - 20 mm	6,78	0,89	7,47	19,09	49,31	3,77	14,49
	20 - 50 mm	6,92	0,89	5,03	11,99	57,50	2,32	14,30
Profil 4	0 - 2 cm	7,06	2,75	11,79	20,57	67,65	8,14	25,35
	2 - 5 cm	7,05	2,72	10,42	23,00	66,58	7,46	24,38
Platte 4	0 - 2 mm	7,50	16,43	6,72	50,86	42,42	13,80	26,14
	2 - 10 mm	7,50	7,20	7,06	41,86	51,09	/	/
	10 - 20 mm	7,90	3,82	6,64	23,31	70,05	13,12	65,29
	20 - 50 mm	7,46	2,21	6,09	20,97	72,95	10,99	82,59

Die Bodenkennwerte enthält Tabelle 1.

Deutlich erkennbar ist, dass sich die C/N-Verhältnisse der Böden und die der Plattenspalten ähnlich sind (Probestelle 1-3). Die C/N-Verhältnisse liegen bei den Probestellen 1-3 unter 20, in Probestelle 4 bei 25. Da natürliche Böden C/N Verhältnisse um 10-30 aufweisen, ist zu vermuten, dass die Spalten der Probestelle 1-3 eher einen Staubeinfluss vom benachbarten Boden aufweisen. Die etwas erhöhten C/N-Verhältnisse in Probestelle 4 sind wahrscheinlich durch Staubdepositionen aus der nahe gelegenen Industrie hervorgerufen.

Schlussfolgerung

Die C/N Verhältnisse weisen auf eine Herkunft der in die Pflasterfugen eingetragenen Stäube aus den angrenzenden Böden hin. Eingetragen werden vor allem ffs, gU, mU und fU. Aus den Korngrößendaten kann nicht sicher abgeleitet werden, ob diese Fraktionen aus den angrenzenden Boden stammen.

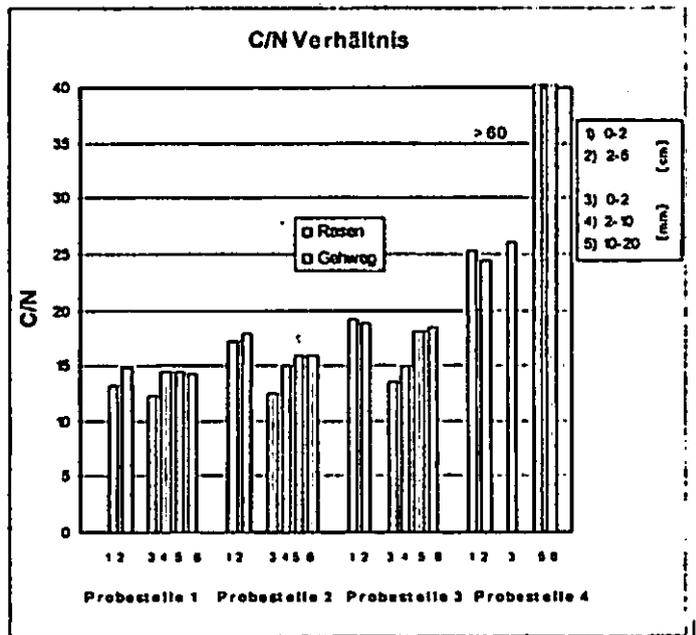


Abb.2 : Ergebnisse der C/N Verhältnisse

Literatur:

SCHLICHTLING, E., H.-P.BLUME, K.STAHR (1995) : Bodenkundliches Praktikum, 2. neubearbeitete Auflage, Blackwell, Berlin.

Die Lockerbraunerde - ein taxonomisches Fossil

M. Kleber¹ und R. Jahn²

Einleitung

Obwohl es in Deutschland eine Vielzahl von Berichten über das Vorkommen von Böden mit offensichtlich andischen oder teilweise andischen Eigenschaften gibt, wurde der diesen Eigenschaften am nächsten stehende Bodentyp 'Lockerbraunerde' seit der Zeit seiner ersten Erwähnung im Jahre 1957 (Schönhals, 1957) und seiner Einführung in die Deutsche Bodensystematik (AG-Bodenkunde, 1982) nicht mehr aktualisiert oder dem Erkenntnisfortschritt der internationalen Klassifikationssysteme angepasst. Heute umfasst der Subtyp der Lockerbraunerde sowohl Andosols internationaler Klassifikationssysteme als auch locker gelagerte Braunerden ohne andische Eigenschaften. Andische Lockerbraunerden haben eine Reihe von Besonderheiten, die sie von nicht-andischen Lockerbraunerden und den sauren Braunerden klar abgrenzen und sie sowohl a) als Untersuchungsobjekte, b) hinsichtlich ihrer Bodenfunktionen und c) als landschaftsgeschichtliche Urkunden interessant machen.

Material und Methoden

Wir untersuchten eine Reihe bekannter und neuer Böden, welche nach deutscher Klassifikation als Lockerbraunerden ausgewiesen sind. Dies sind:

Windsborn (Eifel)

Umbri-Silic Andosol (Skeletal), scoria of olivine-leucite-nephelinite (Kleber et al., 2004)

Köhlerwald (Vogelsberg)

Aluandic Luvisol, (1) solifluction layer of loess and pumice tuff with relictic weathered basalt loam over (2) solifluction layer of loess and relictic weathered basalt loam, over (3) relictic weathered basalt (DBG, 1973, 1986, 2005)

Buchholz (Typlokalität nach Stöhr, 1963)

Orthidystric Cambisol, tephra with loess (DBG, 1967, 1971)

Lausche (Zittauer Gebirge)

Umbric Andosol, aluandic, phonolithe rock debris (Kleber et al., 2003a)

Wildmooswald (Schwarzwald)

Endoskeleti-chromic Cambisol (dystic), gneiss metatexite rock debris (DBG, 1979; Fiedler et al., 2002)

Abbestein (Harz)

Dystric Cambisol, granite rock debris (Unveröffentlicht)

Analysemethoden siehe Kleber et al. (2003a).

Ergebnisse und Diskussion

Mit Ausnahme des Bodens Buchholz erfüllen alle anderen untersuchten Böden das Lockerheitskriterium für Lockerbraunerden (siehe Abb. 1). Eine anthropogene

Verdichtung (in Folge Bautätigkeit) kann hier nicht ausgeschlossen werden. Große Unterschiede bestehen jedoch bei den Elementfraktionen insbesondere bei den nach internationalen Klassifikationssystemen diagnostischen oxalatlöslichen Gehalten an Al und Si (Abb. 1).

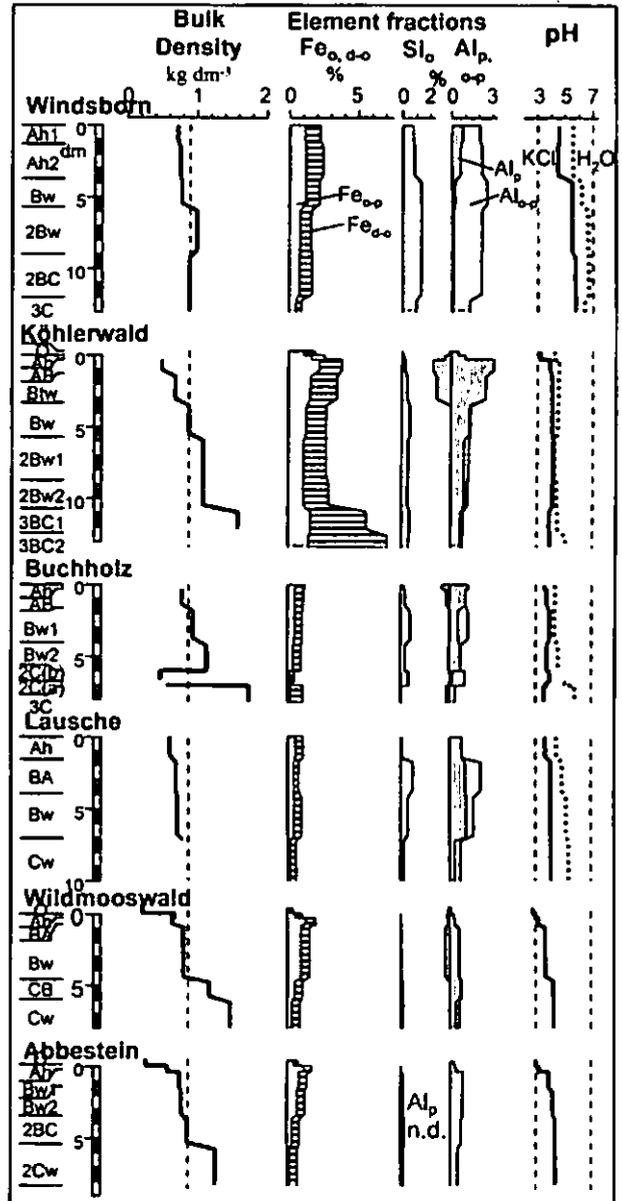


Abb. 1: Lagerungsdichte, pH und Elementfraktionen von Lockerbraunerden

Die höchsten Al_o und Si_o -Gehalte weist der Boden Windsborn auf. Das Verhältnis Al_{o-p}/Si_o von 1,3 bis 1,9 legt die Gegenwart von Allophan in den Böden Windsborn und Lausche (BA) nahe. In den anderen Böden ist Al_{o-p} entweder auf sehr geringem Niveau oder negativ oder es kann auf Grund des Al_{o-p}/Si_o Verhältnisses Allophan in nennenswerten Mengen ausgeschlossen werden. Darüberhinaus weist Windsborn ein deutlich höheres pH-Niveau auf. TEM-Aufnahmen zeigen in Lausche (Abb. 2a) Schichtsilikate welche durch Fe/Al-Humuskomplexe zu humosem Feinstaggregaten verbunden sind. In Windsborn dagegen (Abb. 2b) sind traubige, froschlauchartige Strukturen aus 5 nm großen Allophankügelchen zu erkennen. Hieraus und aus den Extraktionsdaten kann belegt werden, dass in Deutschland Andosols sowohl des Aluandic-Typs (Lausche) als auch des Silandic-Typs (Windsborn) verbreitet sind (Kleber et al., 2003a, 2004).

¹ Earth Sciences Division, Lawrence Berkeley National Laboratory, Berkeley, CA, USA

² Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: reinhold.jahn@landw.uni-halle.de

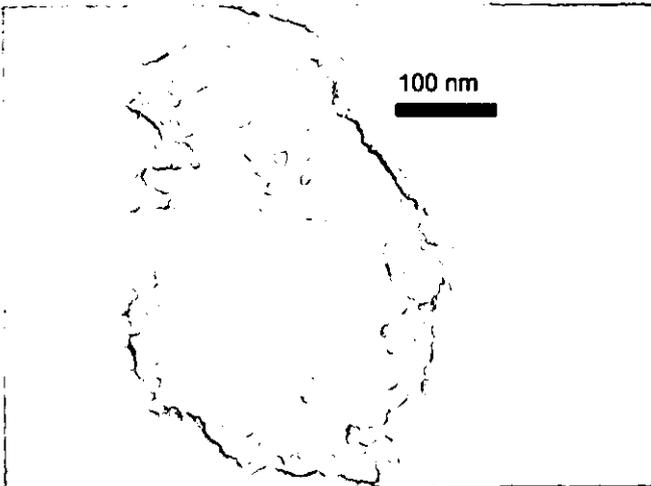


Abb. 2a: TEM Aufnahme Boden Lausche

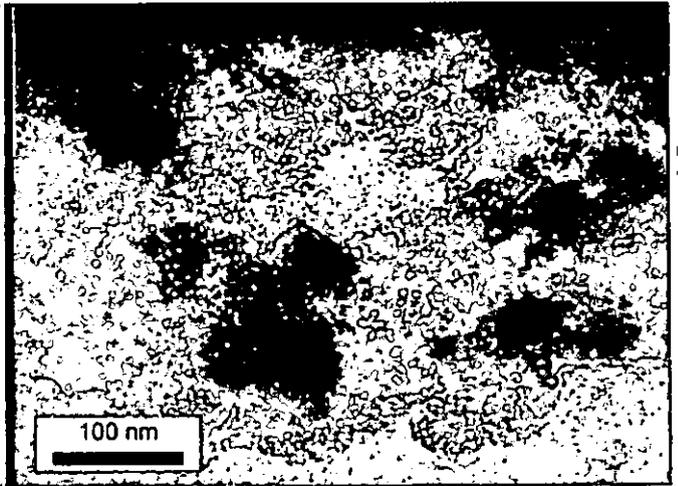


Abb. 2b: TEM Aufnahme Boden Windsborn

$Al_0+0,5Fe_0$ und P-Retention liegt in beiden Böden über den Definitionsgrenzen (FAO, 1998) von 2 bzw. 70 %.

Neben Unterschieden in der Mineralausstattung der diagnostischen Horizonte bestehen auch große Unterschiede in den Bodenfunktionen. Da nach Batjes (1996) weltweit Andosols die Mineralböden mit der größten C_{org} -Speicherung sind, verglichen wir obengenannte Böden hinsichtlich dieser Bodenfunktion untereinander sowie mit drei Schwarzerden (Seeben, Zöberitz [Kleber et al. 2003b] und Bad Lauchstädt [Kahle et al., 2002]) der Region Halle (Abb. 3). Schwarzerden wählten wir deshalb zum Vergleich, da diese durch eine tiefgründige C-Anreicherung bekannt sind.

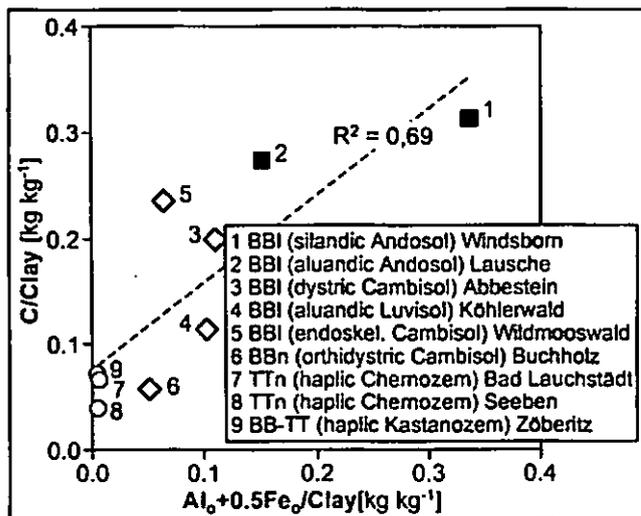


Abb 3: Menge gespeicherter organischer Substanz je Tonmenge als Funktion der Tonzusammensetzung ($Al_0 + \frac{1}{2}Fe_0$ = oxalat-extrahierbares Al und Fe, Index für den Gehalt an schwach kristallinen Mineralphasen). 0-100 cm Tiefe, bezogen auf Tonmenge. BBI = Lockerbraunerde, BBn = Normbraunerde, TTn = Normtschernoem, BB-TT = Braunerde-Tschernoem

Abb. 2 zeigt, dass ein funktionaler Zusammenhang zwischen der gespeicherten C-Menge und der Mineralausstattung besteht. Als Indikator für letzteres wurde das Klassifikationskriterium $Al_0+0,5Fe_0$ gewählt, welches für den Gehalt an schwach kristallinen Mineralphasen steht. Die beiden Andosols (Windsborn und Lausche) heben sich hierbei deutlich von allen anderen Böden ab. Die

Schwarzerden mit dem geringsten Gehalt an $Al_0+0,5Fe_0$ weisen dementsprechend die geringste C-Speicherung (je kg Ton) auf. Zwischen beiden Gruppen liegen die nichtandischen Lockerbraunerden Wildmooswald und Abbestein.

Schlußfolgerungen

Innerhalb der Gruppe der Lockerbraunerden nach deutscher Klassifikation befinden sich sowohl silandische als auch aluandische Andosols nach FAO (1998) welche sich in ihren Eigenschaften und Bodenfunktionen deutlich von lockergelagerten sauren Braunerden unterscheiden. Wir schlagen deshalb vor, 1. die Lockerbraunerden zu redefinieren (Anhebung der Lagerungsdichte von 0,8 auf den international gebräuchlichen Grenzwert von 0,9 kg dm⁻³) und 2. Andosole nach international üblichen Definitionen als eigene Klasse mit dazugehörigem diagnostischen Horizont einzuführen. Die weitere Untergliederung Klasse Andosole in Typen und Subtypen sollte zweckmäßigerweise in Anlehnung an FAO (1998) erfolgen.

Literatur

- AG-Bodenkunde, 1982. Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Aufl.
- Batjes, N. H. 1996. Eur. J. Soil Sci. 47, 151-163.
- DBG, 1967. Mitteilgn. Bd. 6, S. 73 ff
- DBG, 1971. Mitteilgn. Bd. 13, S. 404 ff
- DBG, 1973. Mitteilgn. Bd. 17, S. 220 ff
- DBG, 1979. Mitteilgn. Bd. 28, S. 146 ff
- DBG, 1986. Mitteilgn. Bd. 46, S. 217 ff
- DBG, 2005. Mitteilgn. Bd. 105, S. 87
- FAO, ISSS, ISRIC, FAO (1998). World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84, Rome, Italy
- Fiedler et al., 2002. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 165, 517-529
- Kahle et al., (2002). European Journal of Soil Science 53, 639-644.
- Kleber et al., 2003a. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 166, 533-542
- Kleber et al., 2003b. Soil Sci. 168, 292-306.
- Kleber et al., 2004. CATENA 56, 67-83
- Schönhals E. 1957. Eiszeitalter u. Gegenwart 8, 5-17.
- Stöhr W., 1963. Notizbl. Hess. L.-Amt Bodenforsch. 91, 318-337.

Eigenschaften der eulitoral Böden „Nassstrand“ und „Normwatt“, am Beispiel der Ostfriesischen Insel Spiekeroog

Klement, K*, Grobenstedt, C*, Joisten, H.**, Köhler, T., Krause, S*, Langenbruch, C*, Nielebock, S*, Rohleder, J*, Sponagel, H.*** und Giani, I.*

Einleitung

In der im Mai 2005 erschienenen KA5 (AD- hoc- AG Boden, 2005) wurde der Bodentyp „Nassstrand“ neu eingeführt. Böden des „Nassstrandes“ befinden sich wie die „Normwattböden“ im Eulitoral, also zwischen der Mittelhochwasser- und der Mittelniedrigwasserlinie, und sie unterscheiden sich in ihrer geographischen Lage, als auch eindeutig in ihrer Profilmorphologie. Laboranalytische Daten liegen allerdings kaum vor. Ziel dieser Arbeit war es deshalb, festzustellen, ob eine Differenzierung zwischen „Nassstrand“ und „Normwatt“ mit bodenkundlicher Laboranalytik bestätigt werden kann. Darüber hinaus ging es um die Klärung von standorttypischen Bodenentwicklungsprozessen in Abgrenzung zu geogenen Vorgängen.

Material und Methoden

Zur Untersuchung der folgenden Parameter wurden Standardmethoden (Schlichting et al, 1995) angewandt: Korngrößen, Volumendaten, Bodendichte, pH, CaCO₃, Fe_d, Fe_o, Glühverlust, austauschbare Kationen. Darüber hinaus spezifische Methodik bezüglich Chlorid (potentiometrische Messung in der Bodenlösung mit Metrohm E 536), rH (mit Pt-Ag/AgCl Elektrode, in Bezug auf eine Wasserstoffelektrode bei 25°C), HCl-löslicher Schwefel (HCl-Aufschluss (Giani et al., 1986)), photometrische S²⁻-Messung nach Pachmayr (1960), HNO₃/HCl-löslicher Schwefel (Howarth and Merkel, 1984), turbidimetrische SO₄-Bestimmung nach Kempf und Andres (1977).

Untersuchungsergebnisse

Es zeigen sich sowohl einige morphologische (Abb. 1, 2) als auch laboranalytisch nachgewiesene (Tab. 1-4) Gemeinsamkeiten aber auch deutliche Unterschiede zwischen den Profilen des „Nassstrandes“ und des „Normwatts“.



Abb. 1: Nassstrand-Profil der Insel Spiekeroog Aufnahme November 2004 (G. Sängertaub)

Abb. 2: Normwatt-Profil Spiekeroogs Aufnahme September 2004 (H. Joisten)

Tab. 1.1: Bodenphysikalische Kenndaten des Nassstrandes

Her.	Korngrößen											
	gS		mS		fs		gU		mfU		T	
	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s
tmzPw	0,1	0,1	77,1	1,5	19,8	1,8	0,2	0	n.n.	n.n.	n.n.	
tmzFr	0,2	0,2	75,9	7,8	21	2,3	0,1	0,1	n.n.	n.n.		

Tab. 1.2: Bodenphysikalische Kenndaten des Nassstrandes

Her.	Wasser				Substanz (Vol. %)				Luft		FK		Dichte	
	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	g cm ⁻³	s		
tmzPw	29	3,7	57,5	3,3	13,2			33	3,3	1,5	0,1			
tmzFr	35	2,6	62,1	1,8	3,2			33	6,9	1,7	0			

Tab. 2.1: Bodenphysikalische Kenndaten des Normwatts

Her.	Korngrößen											
	gS		mS		fs		gU		mfU		T	
	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s
tmzPro	n.n.		66,9	1,8	27,2	1,4	1	0,3	0,9	0,1	1,7	0,5
tmzFr	n.n.		66,6	11	27,2	8,6	0,5	0,3	0,5	0,1	1,2	0,5

Tab. 2.2: Bodenphysikalische Kenndaten des Normwatts

Her.	Wasser				Substanz (Vol. %)				Luft		FK		Dichte	
	%	s	%	s	%	s	%	s	%	s	g cm ⁻³	s		
tmzPro	34,8	3,9	61,5	1,9	3,7			34,8	3,9	1,6	0			
tmzFr	33,3	2,6	63	0,8	3,7			33,3	2,6	1,7	0			

Tab. 3.1: Bodenchemische Kenndaten des Nassstrandes

Her.	pH		pH		CaCO ₃		Glühverlust		Fe _d		Fe _o	
	H ₂ O	s	CaCl ₂	s	g kg ⁻¹	s	%	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s
tmzPw	7,7	0,1	7	0,5	5,5	0,4	0,1	0,2	223,5	6,3	165,3	34,7
tmzFr	7,6	0,4	7	0,4	5	0,1	0,1	0,1	192,7	44,9	153,6	38,1

Tab. 3.2: Bodenchemische Kenndaten des Nassstrandes

Her.	rH*		SO ₄ -S		HCl-lösl. S		HNO ₃ /HCl-lösl. S		Gesamt-S	
	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹
tmzPw	32,8	0,5	160,3	100,8	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	199,1	176,8
tmzFr	25,5	1,1	144,7	30,5	n.n.	n.n.	n.n.	n.n.	145,8	86,6

Tab. 3.3: Bodenchemische Kenndaten des Nassstrandes

Her.	austauschbare Kationen								KAK		C ⁺⁺	
	cmol, kg ⁻¹								cmol, kg ⁻¹		g l ⁻¹	
	Na	s	K	s	Ca	s	Mg	s		s		s
tmzPw	0,1	0,1	n.n.		1,7	1	0,1	0,1	0,2	0,1	3,3	0,1
tmzFr	0,1	0,1	n.n.		1,1	1,2	0,1	0,1	0,2	0	3,1	1,3

Tab. 4.1: Bodenchemische Kenndaten des Normwatts

Her.	pH		pH		CaCO ₃		Glühverlust		Fe _d		Fe _o	
	H ₂ O	s	CaCl ₂	s	g kg ⁻¹	s	%	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s
tmzPro	7,5	0,3	7,2	0,6	5,6	1,3	0,3	0,3	585	73,8	427	183,6
tmzFr	7,8	0,3	7,3	0,1	7,3	1,1	0,4	0,4	395,3	286,6	213,3	119,4

Tab. 4.2: Bodenchemische Kenndaten des Normwatts

Her.	rH*		SO ₄ -S		HCl-lösl. S		HNO ₃ /HCl-lösl. S		Gesamt-S	
	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹	s	mg kg ⁻¹
tmzPro	20,7	0	122,3	31,1	95,1	95	397,4	185,9	1385	385,4
tmzFr	10,3	1,2	129,7	68,2	102,4	170	350,5	211,4	1014	1367

Tab. 4.3: Bodenchemische Kenndaten des Normwatts

Her.	austauschbare Kationen								KAK		C ⁺⁺	
	cmol, kg ⁻¹								cmol, kg ⁻¹		g l ⁻¹	
	Na	s	K	s	Ca	s	Mg	s		s		s
tmzPro	0,1	0,1	n.n.		2,4	1,2	0,2	0,1	0,5	0,2	3,7	0,3
tmzFr	0,1	0,1	n.n.		3,4	3,3	0,1	0,1	0,5	0,2	3,9	1

n.n. - nicht nachweisbar * im Gelände gemessen ** in der GBL

* CvO Universität Oldenburg, Postfach 2503, 26111 Oldenburg
 ** Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover
 *** Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Freiberg

Ähnlich sind die Volumengrößen der unteren Horizonte beider Standorte (Tab. 1.2, 2.2). Weitere Gemeinsamkeiten zeigen sich in den pH-Werten, im Carbonatgehalt, Sulfatgehalt, Kationenbesatz (außer Ca^{2+}) und im Chloridgehalt (Tab. 3, 4)

In „Nassstrandprofilen“ (Abb. 1) wurden in der Regel im oberen Profilverteil keine Rostflecken festgestellt (tmzeFw). Hingegen sind reduktive Merkmale (tmzeFr) im unteren Profilverteil meist sichtbar (im beprobten Profil nicht angetroffen). Im Gegensatz dazu treten in „Normwattprofilen“ Oxidations- und Reduktionsmerkmale (tmzeFro/tmzeFr) deutlich in Erscheinung (Abb. 2). Das „Normwatt“ weist eine feinkörnigere Textur auf, als auch etwas höhere Glühverluste, geringere rH-Werte, höhere Eisen-Gehalte und höhere Gehalte an HCl- und HNO_3 -löslichem Schwefel sowie an Gesamtschwefel, als der „Nassstrand“ (Tab. 1.1, 2.1, 3.1, 3.2, 4.1, 4.2). Weiter, wenn auch geringe Unterschiede zeigen sich bezüglich der Volumengrößen der oberen Horizonte, in den Gehalten der austauschbaren Ca-Ionen, als auch in der KAK. Letztere sind im „Normwatt“ höher als im „Nassstrand“ (Tab. 3.3, 4.3).

Diskussion

Die profilmorphologischen Unterschiede zwischen „Nassstrand“ und „Normwatt“ bestätigen sich in der Laboranalytik. Diese Unterschiede sind Ergebnis verschiedener Bodenentwicklungsprozesse. Im „Normwatt“ ist die Redoximorphose mit Reduktomorphie und Sulfidbildung maßgeblich, dazu kommen Bioturbationsvorgänge, die eine mögliche Stratifizierung beginnen auszugleichen. Darüber hinaus ist insgesamt eine stärkere Belebtheit als im „Nassstrand“ vorhanden, die noch intensiver wäre, wenn die natürlicherweise typischen Seegrassbestände (*Zostera spec.*) vorhanden wären. Auslösender Prozess der Reduktomorphie und Sulfidbildung ist die dissimilatorische Sulfatreduktion, die als der vorherrschende anaerobe Abbauprozess im marinen Milieu angesehen wird (Jørgensen, 1977). Die Intensität der Sulfatreduktion ist wesentlich abhängig von der Konzentration an Sulfat und Sauerstoff, der Wassersättigung und der Nachlieferung von organischem Material (Berner, 1984). Als Zwischenprodukte werden sehr reaktive Sulfide (H_2S , HS⁻) gebildet, die mit gelöstem Eisen Eisenmonosulfide (FeS) und Pyrit (FeS_2) bilden (Howarth, 1879; Böttcher et al., 2004), dem eigentlichen Endprodukt der Sulfatreduktion (Giblin, 1988). Intensive Sulfatreduktionsvorgänge können zur Ausbildung von saisonalen, morphologisch sichtbaren „Schwarzen Flecken“ führen (Höpner & Michaelis, 1994), die in der Regel durch ungewöhnlich große Mengen organischen Materials ausgelöst werden, und gerade für das Sandwatt typisch auftreten können. Sie sind eine Folge des bis zur Bodenoberfläche expandierten Fr-Horizonts (Giani & Ahrensfield, 2002). Diese „Schwarzen Flecken“ sind allerdings nicht die

Regel. Wie die grundsätzliche typische Horizontabfolge von „Normwatt“ (tmzeFo/tmzeFr) zeigt (vgl. KA 5), sind meist oxidierende Verhältnisse im Oberboden vorhanden, wenngleich auch manchmal zusätzliche reduzierende Verhältnisse, wie zum Zeitpunkt der Probennahme zu dieser Untersuchung, angetroffen werden (tmzeFro).

Charakteristisch für den „Nassstrand“ ist die Redoximorphose, die allerdings im Gegensatz zum „Normwatt“ im Oberboden nicht zur Konkretionsbildung und Rostfleckung führt. Die Begründung hierfür liegt in starken küstenströmungsbedingten Bodenumlagerungen, die auch kaum Pflanzenwuchs zulassen. Sie führen zu einer feindispersen, homogenen Verteilung der Eisenoxide, deren Anteile gleichzeitig so gering sind, dass es zu keiner Zeichnung (tmzeFw) kommt. Bei vergleichbaren Eisengehalten im Ober- und Unterboden (Tab. 3.1) treten im unteren Profilverteil des Nassstrandbodens nur vereinzelt und selten Rostflecken auf. Die reduzierenden Verhältnisse überwiegen meist (tmzeFr).

Literatur

- AD- hoc- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Schweizerbart'sche, Stuttgart.
- Böttcher, M.E., B. Hespeneide, H.-J. Brumsack & K. Bosselmann (2004): Stable isotope biogeochemistry of the sulfur cycle in modern marine sediments: I. seasonal dynamics in a temperate intertidal sandy surface sediment. Teylor & Francis. Isotopes Environ. Health Stud. Vol. 40, No. 4, pp. 267-283.
- Giani, L. & E. Ahrensfield (2002): Geobiochemical indicators for eutrophication and the development of „black spots“ in tidal flat sediments of the North Sea. J. Plant Nutr. Soil Sci. 165, 537-543.
- Giblin, A.E. (1988): Pyrite formation in marshes during early diagenesis. - Geomicrobio. J. 6, 77-97.
- Höpner, T. & H. Michaelis (1994): Sogenannte „Schwarze Flecken“ ein Eutrophierungssymptom des Wattenmeeres. In: Lozan J.L., E. Rachor, K. Reise, H. v. Westernhagen, W. Lenz (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 153-159.
- Howarth, R.W. (1979): Pyrite: Its rapid formation in a salt marsh and its importance in ecosystem metabolism. Science 203, 49-51.
- Jørgensen, B.B. (1977): The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). Limnol. Oceanogr. 22, 814-832.
- Howarth, R. W. & F. Merkel (1984): Pyrite formation and the measurement of sulfate reduction in salt marsh sediments. Limnol. Oceanogr. 29, 598- 608.
- Pachmayr, F. (1960): Vorkommen und Bestimmung von Schwefelverbindungen in Mineralwasser. Dissertation, Universität München.
- Schlichting, E., H.- P. Blume & K. Stahr (1995): Bodenkundliches Praktikum. Pareys Studentexte 81, 2. Aufl., Blackwell, Berlin.

Sorptionseigenschaften von Pflasterfugenmaterial am Beispiel des Herbizids Glyphosat - Ein Konzept -

E. Klingelmann¹, T. Nehls¹, H. Schmidt², W.
Pestemer², G. Wessolek¹

Einleitung

Städte weisen einen hohen Versiegelungsgrad auf, der im Zentrum besonders hoch sein kann (z.B. Berlin-Kreuzberg 70%). Im Gegensatz zu vollversiegelten Flächen ermöglichen teilversiegelte Flächen einen, wenn auch eingeschränkten, Austausch von Stoffen mit dem Boden. Pflasterfugen sind der einzige Versickerungspfad und spielen somit eine entscheidende Rolle beim Eintrag von Schadstoffen in den Boden bzw. das Grundwasser (WESSOLEK et al., 1997). Im Vergleich zu natürlichen Böden weist das Pflasterfugenmaterial u.a. eine stark veränderte Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz auf, die bislang genauso wie ihre Rolle bei der Sorption kaum untersucht worden ist. Neben dem bodenbürtigen Anteil des organischen Kohlenstoffs wird der technogene Anteil, wie z.B. Ruß, Kohle, Öl und Feinstäube eine bis jetzt nicht bekannte Rolle bei der Sorption spielen. Beispielhaft für einen organischen Schadstoff soll das Sorptions- und Transportverhalten des nicht selektiven Kontaktherbizids Glyphosat („Roundup“) im Fugenmaterial untersucht werden. Da Glyphosat nicht nur auf landwirtschaftlichen Nutzflächen, sondern mit Ausnahmegenehmigungen auch auf teilversiegelten Flächen in der Stadt eingesetzt wird, ist es eine geeignete Beispielsubstanz mit hohem Aktualitätswert. Mit Hilfe der geplanten Untersuchungen soll das Risikopotential für einen Transport von Glyphosat aus der oberen Pflasterfugenschicht in tiefere, sandige Schichten (bis 30 cm) bzw. das Grundwasser abgeschätzt werden.

Fragestellungen

Im Rahmen der Untersuchungen sollen folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- (1) Welche Bedeutung hat die obere Pflasterfugenschicht für den Verbleib von Glyphosat?
- (2) Welche Eigenschaften des Fugenmaterials haben einen Einfluss auf das Sorptionsverhalten?
- (3) Ist ein Austrag auf teilversiegelten Flächen ins Grundwasser möglich bzw. wahrscheinlich?
- (4) Findet eine Remobilisierung nach Regenereignissen statt?

Zusammensetzung des Fugenmaterials

Um einen Überblick über die Heterogenität und die besondere Zusammensetzung des Fugenmaterials zu bekommen und Erklärungen für das beobachtete Sorptions- und Transportverhalten zu finden, soll das Material von mehreren Standorten umfassend charakterisiert werden. Dazu sollen physikalische und chemische Bodeneigenschaften, zu denen schon erste Ergebnisse (Untersuchungen von NEHLS), vorliegen ergänzt werden (u.a. KAK, C_{org} , Black Carbon, Textur, ...). Desweiteren sollen bisher noch nicht bestimmte Eigenschaften wie Gehalt an Tonfraktionen und -zusammensetzung, Phosphor- und Eisengehalte und Hydrophobizität bestimmt werden. Dabei soll ein Schwerpunkt auf die Charakterisierung der organischen Substanz gelegt werden. Dazu sind mikroskopische Untersuchungen, FT-IR-Spektroskopie und Festkörper-¹³C-NMR-Spektroskopie angedacht.

Verhalten von Glyphosat im Boden

Im Rahmen des Zulassungsverfahrens von „Roundup“ sind für verschiedene landwirtschaftliche Böden Sorptions- und Desorptionsstudien durchgeführt worden, allerdings gibt es bis jetzt noch keine Untersuchungen zum Verhalten dieser polaren, sehr gut wasserlöslichen Substanz (10 g/l) im Fugenmaterial. In bisherigen Untersuchungen hat sich gezeigt, dass Glyphosat stark im Boden sorbiert (K_d 5 – 900) (EUROPEAN COMMISSION, 2002). Im Gegen-

¹TU Berlin, Institut für Ökologie, FG Standortkunde und Bodenschutz, Salzufer 12, 10587 Berlin
email: eva.klingelmann@tu-berlin.de

²BBA, Inst. f. Ökotoxikologie und Ökochemie im Pflanzenschutz, Königin-Luise-Straße 19, 14195 Berlin

satz zu vielen anderen Schadstoffen scheint dabei die organische Substanz aber nur eine indirekte Rolle zu spielen und die Sorption hauptsächlich vom Tonmineralgehalt und dem Gehalt an Eisen- und Aluminiumoxiden abzuhängen (u.a. PICCOLO et al., 1994).

Vorgesehene Untersuchungen zum Sorptionsverhalten von Glyphosat

Um das Sorptionsverhalten von Glyphosat im Fugenmaterial bestimmen zu können, sind drei Versuchsansätze geplant: Zuerst sollen Batchversuche mit ¹⁴C-markiertem Glyphosat in Anlehnung an OECD-Guideline 106 durchgeführt werden, um Sorptionsisothermen für Glyphosat in Fugenmaterial zu erhalten und K_d -Werte ableiten zu können. Um die „Filterwirkung“ des oberen Fugenmaterials (0-1cm, 1-5cm) zu untersuchen, sollen in einem zweiten Schritt Säulenversuche durchgeführt werden. Dazu werden Edelstahlsäulen von 30cm Länge (Abb.1) entsprechend der üblichen Praxis mit Sand befüllt und anschließend zwei Schichten (0-1cm, 1-5cm) mit „gealtertem“ Fugenmaterial aufgetragen.

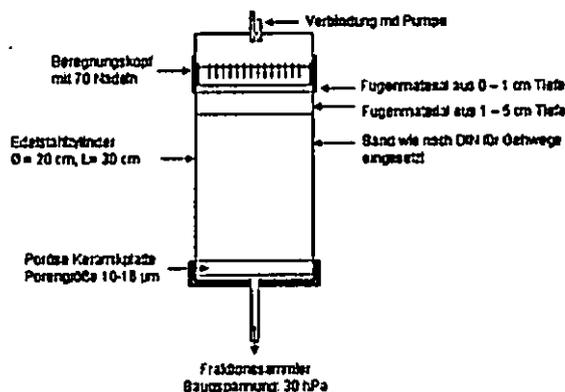


Abb.1: Aufbau der Säule (nach HEIDUK, 2003)

Die Säulen werden mit ¹⁴C-Glyphosat behandelt und nach einem festgelegten Programm bewässert. Dieser Versuch soll über mehrere Monate laufen, damit geklärt werden kann, ob es auch nach mehreren Monaten noch zu einer Auswaschung bzw. Freisetzung von Glyphosat kommt. Nach Beendigung des Versuchs soll die Verlagerung der Substanz innerhalb der Säule untersucht werden.

Des weiteren sollen auch im „Feld“ Daten zur Verlagerung von Glyphosat erhoben werden. Hierzu sind Studien an vorhandenen Dochtlysimetern (Abb.2) von NEHLS in Berlin (z.B. am Großen Stern) geplant. Die erhaltenen Daten sollen dazu genutzt werden, ein nume-

risches Transportmodell zum Transport von Schadstoffen im Gehwegsubstrat zu kalibrieren.

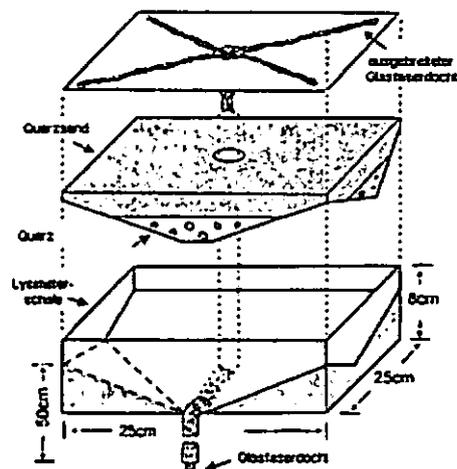


Abb.2: Aufbau des Dochtlysimeters (nach LAABS et al., 2002)

Desweiteren sind Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität des Fugenmaterials geplant. Interessante Fragestellungen sind dabei u.a., ob die Bakterien auch Glyphosat als C-Quelle nutzen können oder ob sie durch das Glyphosat gehemmt werden. Dies könnte einen nicht zu vernachlässigenden Einfluss auf die Menge an Glyphosat haben, das für die Sorption bzw. die Auswaschung zur Verfügung steht.

Danksagung

Diese Arbeit wird von der DFG im Rahmen des Graduiertenkollegs „Stadtökologische Perspektiven II“ gefördert.

Literatur

- European Commission, Glyphosate, Commission Working Document, 6511/VI/99-final (2002).
- Heiduk, K. (2003): Identifizierung von Abbau- und Sorptionsparametern des Herbizides Metazachlor in einem schluffigen Sandboden unter Berücksichtigung unterschiedlicher Beregnungshöhen. Diplomarbeit, Technische Universität Braunschweig, Institut für Geoökologie.
- Laabs, V., Amelung, W., Pinto, A., Zech, W. (2002): Fate of pesticides in tropical soils of Brazil under field conditions. *Journal of Environ. Qual.*, 31, 256-268.
- Nehls, Th., Sokolowska, Z., Hajnos, M., Jozefaciuk, G., Wessolek, G. (2005): Pore structural properties of seam material of paved urban soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, submitted
- Piccolo, A., Celano, G., Arienzo, M., Mirabella, A. (1994): Adsorption and desorption of glyphosate in some European soils. *J. Environ. Sci. Health*, B29, 1105-1115.
- Wessolek, G., Facklam, M. (1997): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 160, 41-46.

Plaggenecke in Nordrussland am Beispiel der Region Archangelsk am Weißen Meer

Plaggic Anthrosols in Arkhangelsk at the White Sea. Genesis, properties and classification.

Kopczynski, A. *, Kalinina, O. *, Giani, L. *

Introduction

Plaggic Anthrosols (FAO/ISSS/ISRIC, 1998) are soils produced by men, forming a plaggic epipedon by long-term plaggen management. Plaggen were cut in the landscape, brought into the stables, enriched with dung and then spread out onto the fields (Driessen and Dudal, 1991). The centre of Plaggic Anthrosols is Northwest Germany and the adjacent Netherlands (Blume et al., 2004). Recently Plaggic Anthrosols were also found in Northwest Russia, near St. Petersburg (Giani et al., 2004). Following hints Plaggic Anthrosols are also assumed to occur in North Russia (Birysov, 1930), but they have never been investigated. To fill this gap, exemplarily four Plaggic Anthrosols, located in the North Russian area Arkhangelsk at the White Sea (Fig. 1) have been investigated in this study.

Material

The investigation area is formed during the Weichselian glacial stage. The first two profiles (Fig. 1: site 1+2) were dug in Matigori (region Cholmogori), 100 km southeast of Arkhangelsk. The third profile (Fig. 1: site 3) is located 10 km southwest of Arkhangelsk in Ladina. The fourth profile (Fig. 1: site 4) is located 300 km southeast of Arkhangelsk in Nikiforovskaya. Results of profile 1 are shown here exemplarily for all profiles.

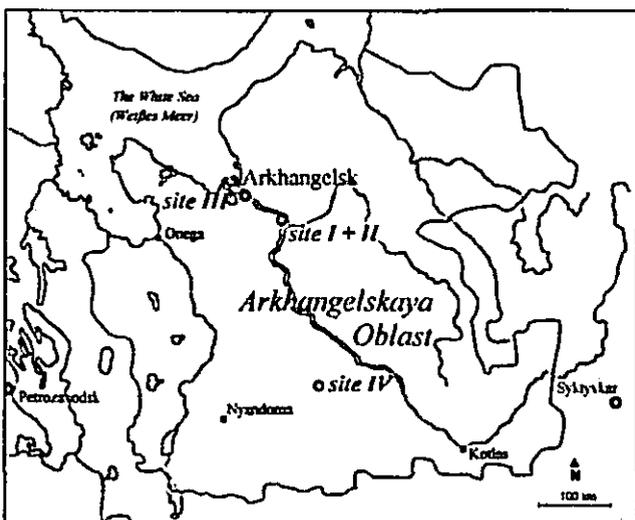


Fig. 1: Site of investigation.

Methods

See: Kopczynski et al., (subm).

Results

The profile morphology shows a plaggic epipedon of 59 cm (Fig. 2, Table 1).



Fig. 2: Photo of profile 1.

Table 1: Soil morphological description of profile 1.

No.	Horizon ^a	Horizon ^b	Depth (cm)	Properties
1.1.1	Ap	PY ₁	25	very dark grayish brown (10YR 3/2), loamy sand, crumb structure, well rooted, distinct fragments of peat, a small number of brick and charcoal fragments
1.1.2	E ₁	PY ₂	47	very dark grayish brown (10YR 3/2), loamy sand, single grain structure, distinct fragments of peat, a small number of brick and charcoal fragments
1.2	E ₂	PY ₃	54	very dark grayish brown (10YR 3/2), loamy sand, single grain structure, 2% charcoal fragments
1.3	E ₃	PY ₄	59	dark grayish brown (10YR 4/2), silty loam, single grain structure, 5% charcoal fragments
1.4	II f Ae	E	65	light brownish gray (10YR 6/2), silty loam, single grain structure,
1.5	Sw Bs	BF	92	dark yellowish brown (10YR 3/6), loamy sand, single grain structure
1.6	Sw	C	102+	dark yellowish brown (10YR 3/6), loamy sand, single grain structure

^a German system.

^b Russian system 2002.

The grain size distribution is dominated by the fine sand fraction (Table 2). The base saturation exceeds 50 %, the total P counts were up to 1412 mg kg⁻¹ and the citric soluble P fraction was up to 791 mg kg⁻¹ (Table 3). The X-ray diffractometric measurements of the clay fraction reflected the different geology of profile 1 (Fig. 3).

Table 2: Characteristic physical soil properties of profile 1. (Part I.)

No.	Horizon	Solid matter	Water	Air	Bulk density
		volume	volume	volume	
		Volume (%)			g cm ⁻³
1.1.1	Ap	43.9	23.9	32.3	1.2
1.1.2	E ₁	49.3	19.7	31.0	1.3
1.2	E ₂	50.7	16.5	32.9	1.3
1.3	E ₃	53.2	15.9	31.0	1.4
1.4	II f Ae	54.6	12.8	32.6	1.4
1.5	Sw Bs	53.6	10.6	35.9	1.4
1.6	Sw	51.8	33.0	15.3	1.4

Table 2: Characteristic physical soil properties of profile 1. (Part II.)

No.	Horizon	Grain size distribution ^a					Clay
		Coarse			Medium/fine		
		Sand	Medium	Fine	Silt		
%							
1.1.1	Ap	0.5	4.0	72.6	14.3	5.1	3.6
1.1.2	E ₁	0.4	3.7	71.1	15.5	5.3	4.1
1.2	E ₂	0.5	4.0	70.7	16.7	5.2	3.1
1.3	E ₃	0.3	3.0	69.6	19.1	5.6	2.6
1.4	II f Ae	0.2	2.1	66.0	24.0	6.6	1.0
1.5	Sw Bs	0.6	2.3	81.8	9.9	2.2	3.1
1.6	Sw	0.2	1.9	80.4	11.9	2.3	3.5

^a German system.

Table 3: Characteristic chemical soil properties of profile 1. (Part I.)

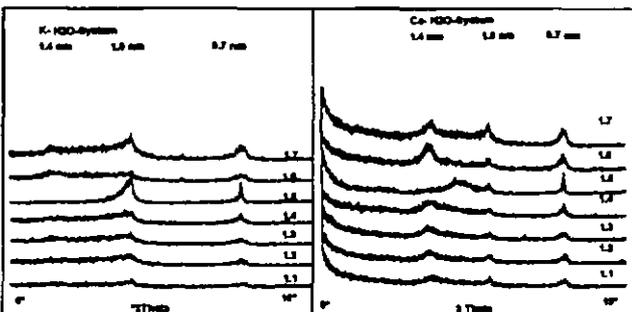
No.	Horizon	PH	PH	C _{org} N		Pt	Pc	
		(H ₂ O)	(CaCl ₂)	g kg ⁻¹	C/N			
						mg kg ⁻¹		
1.1.1	Ap	6.9	6.6	37.1	0.3	14	1343.9	758.9
1.1.2	E ₁	6.8	6.5	28.3	0.3	12	1412.2	791.3
1.2	E ₂	6.7	6.1	20.6	0.2	12	1158.6	583.4
1.3	E ₃	6.8	6.1	14.9	0.1	12	864.3	456.4
1.4	II f Ae	6.8	6.2	5.2	0.1	7	123.9	58.1
1.5	Sw Bs	6.8	6.3	8.8	0.1	8	501.3	162.6
1.6	Sw	6.5	6.4	5.2	0.1	6	271.4	142.7

Pt = total phosphorus, Pc = citric acid soluble phosphorus.

Table 3: Characteristic chemical soil properties of profile 1. (Part II.)

No.	Horizon	Exchangeable cations					C E C
		Ca	Mg	K	Na	Sum	
		cmol _c kg ⁻¹					
1.1.1	Ap	6.9 ^a	2.1	0.1	1.5	10.6	10.7
1.1.2	E ₁	6.5 ^a	1.8	0.1	1.1	9.5	9.5
1.2	E ₂	6.3	1.6	0.1	1.0	8.9	8.6
1.3	E ₃	4.0	1.3	0.1	0.8	6.2	5.6
1.4	II f Ae	0.5 ^a	0.5	0.2	0.3	1.5	1.5
1.5	Sw Bs	2.2 ^a	0.6	0.1	1.1	4.0	4.0
1.6	Sw	2.3	0.7	0.1	0.9	4.0	3.5

^a Calculated as difference from exchangeable Mg, K, Na to CEC.



1.1=Ap, 1.2=E₁, 1.3=E₂, 1.4=E₃, 1.5=II f Ae, 1.6=Sw Bs, 1.7=Sw.

Fig. 3: XRD spectra of the clay fraction of profile 1.

Conclusion

This study shows that differences occur in respect to geology, pH, base saturation, start and duration of plagggen fertilisation (more than 300 years (*Molchanov*, 1813)), and in the kind of applied material (bog beat (*Biryusov*, 1930)) of Arkhangelsk's anthropogenic soils in comparison with Northwest European Plaggic Anthrosols. But there are many similarities in surface rise, anthropogenic admixtures, C_{org} enrichment, P enrichment, fertilisation with organo-earthly matter from non-arable sites, compost, and in lack of bedding material.

Strictly classified according to WRB the soil investigated keys out as Terric Anthrosol because of high base saturation. As the soil shows so many typical plaggic properties, we propose to change the base saturation criterion in WRB and to classify this soil as Plaggic Anthrosol.

References

- Blume*, H.-P., *Leinweber*, P., 2004. Plaggan Soils: landscape history, properties, and classification. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, vol. 167, no. 3, pp. 319 – 327.
- Biryusov*, I.S., 1930. Torfdünger und seine Anwendung im Norden Rußlands. Moskau-Leningrad, Selchosgis, pp. 1 – 49. (In Russian.)
- Driessen*, P.M., *Dudal*, R. (Eds.), 1990. The Major Soils of the World. *Kominklije Wöhrmann B.V., Zutphen, The Netherlands*, pp. 1 – 309.
- FAO/ISSS/ISRIC*, 1998. World reference base for soil resources. *World Soil Resources Rep.*, vol. 84. *FAO, Rome*, pp. 1 – 101.
- Giani*, L., *Chertov*, O., *Gebhardt*, C., *Kalinina*, O., *Nadporozhskaya*, M., *Tolksdorf-Lienemann*, E., 2004. Plagganthrepts in northwest Russia? Genesis, properties and classification. *Geoderma*, vol. 121, pp. 113 – 122.
- Kopczynski*, A., *Kalinina*, O., *Giani*, L., (subm). Plaggic Anthrosols in Arkhangelsk at the White Sea. Genesis, properties and classification. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*.
- Molchanov*, K., 1813. Die Beschreibung des Archangelsk Gebietes. *St-Petersburg*, pp. 1 – 317. (In Russian.)

Acknowledgements

This work was supported by the grant Gi-171/10-2 by the Deutsche Forschungsgemeinschaft.

Die Rolle des Stickstoffs bei der bakteriellen Holzzersetzung im anoxischen Bereich von Sedimenten

Ev Kretschmar, Norbert Lamersdorf

Einleitung

In den letzten Jahren wurde vermehrt ein bakterieller Befall von Holz in wassergesättigten Sedimenten registriert. Dieser Befall hat z.T. bereits zum vollständigen Verlust der Tragfähigkeit von Holzgründungskonstruktionen (Abb. 1) in Städten wie Amsterdam, Venedig oder Stockholm geführt. Ganze Gebäude mussten abgerissen oder mit hohem Aufwand saniert werden (u.a. Teile des Reichstags in Stockholm). Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die physiko-chemischen Eigenschaften von Sedimenten an Befallsstandorten zu charakterisieren und jahreszeitliche Schwankungen zu erfassen. Die Arbeiten wurden im Rahmen des EU-Projekts „BACPOLES“ I durchgeführt.

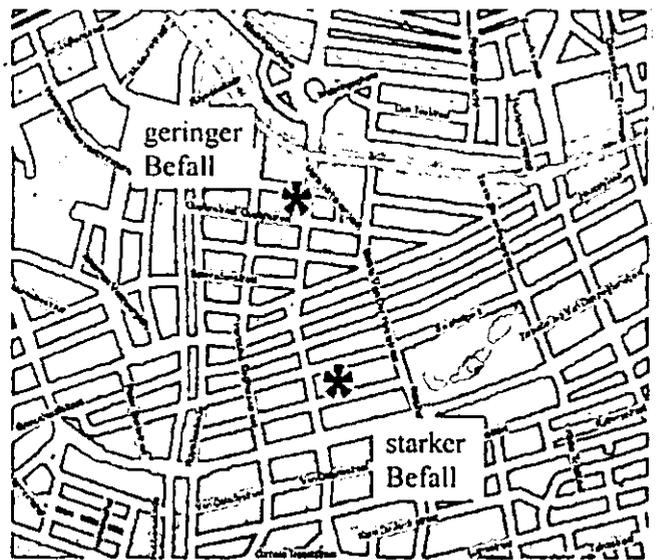


Abb. 2: Beprobungsorte in Amsterdam in der Nähe des Saphati-Parks

- Beprobung in 3 oder 4 Tiefen mit: Redoxpotential (Platinelektroden gegen Ag/AgCl-Referenz), Grundwasserstand, Grundwasser- und Sedimentanalyse
- Zeitliche Auflösung: Redox, zweiwöchentlich, Okt. 2003 – Sep. 2004; Grundwasserentnahme, vierteljährlich, Sedimentbeprobung, Jun. 2003
- Chemische Analyse der Sediment- und Grundwasserproben nach Standardverfahren.

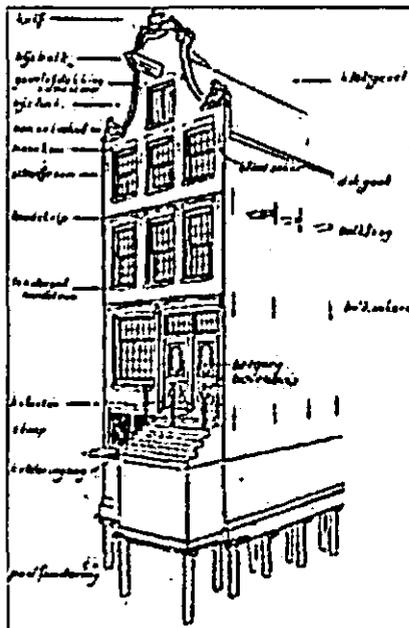


Abb. 1: Haus auf Holzpfählen in Amsterdam

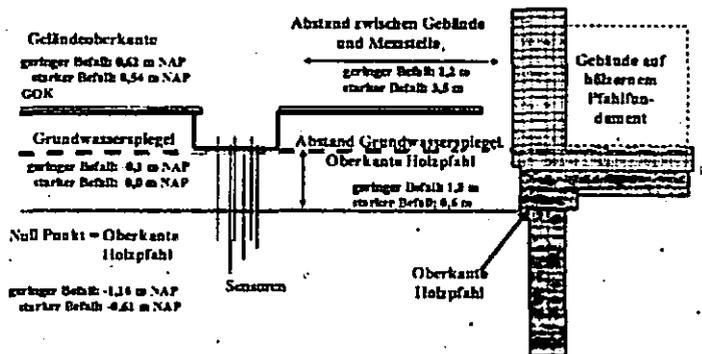


Abb. 3: Skizze der Beprobungsorte, NAP=neuer Amsterdamer Pegel=Meter über Normal Null +0,1 m

Materialien und Methoden

- Auswahl von zwei unterschiedlich stark bakteriell befallenen Standorten in Amsterdam mit vergleichbaren Sedimentprofilen (Meersand über Torf, Abb. 2)
- Unterscheidung der Standorte bezüglich Fundamenttiefe, i.e. Abstand von Fundamentoberkante zum Grundwasserspiegel (Abb. 3).

Ergebnisse

Beide Standorte zeigen vergleichbare pH-Werte und nur leicht erhöhte C-, N- und P-Gesamtgehalte am geringer befallenen Standort. Gleichzeitig ist hier der S-Gesamtgehalt signifikant erhöht (Tab. 1).

Tab. 1: Chemische Sedimentkenngrößen, gemessen an der Holzpfahloberkante (n=4)

Standort	pH	C	N	P	S	C/N
	H ₂ O	[mg g ⁻¹]				
geringer Befall	7,5	15,6	0,44	0,35	3,5	35,1
starker Befall	7,6	12,1	0,36	0,25	0,49	33,7

Institut für Bodenkunde und Waldernährung,
 Universität Göttingen,
 Büsgenweg 2, 37077 Göttingen,
www.gwdg.de/~ibw

E-Mail: ekretsc@gwdg.de, <http://www.bacpoles.nl/>

Der N-Gehalt im Grundwasser (Tab. 2) ist am geringer befallenen Standort signifikant erhöht. Die jahreszeitlichen Schwankungen der DOC- (gelöster org. Kohlenstoff) und SO_4 -Gehalte sind beim stärker befallenen Standort größer (Tab. 2).

Tab. 2: Mittlere chemische Zusammensetzung des Grundwassers (Mittelwerte über Tiefenprofile, <dl. = < Nachweisgrenze).

	geringer bakterieller Befall					starker bakterieller Befall				
	Nov. 03	Feb. 03	Jun. 04	Sep. 04	Jahresmittel	Nov. 03	Feb. 03	Jun. 04	Sep. 04	Jahresmittel
Leitzahlwert	988	958	1164	1090	1050	628	770	1438	1000	884
pH	8,2	7,7	7,8	8,0	7,9	8,1	7,9	7,7	7,9	7,9
N_i	4,7	5,7	6,7	7,0	6,0	1,0	2,0	1,8	2,1	1,7
NO_3^- -N	3,0	5,3	2,7	6,2	4,3	0,8	1,8	1,4	1,8	1,4
NH_4^+ -N	1,3	0,8	<dl.	<dl.	0,93	<dl.	<dl.	<dl.	<dl.	<dl.
N_{org}	0,48	0,36	0,49	0,20	0,38	0,25	0,20	0,21	0,27	0,23
C	86	90	82	103	83	60	82	96	120	84
DOC	13,1	19,8	10,2	11,5	13,6	7,0	23,8	<dl.	<dl.	7,7
SO_4^{2-} -S	1,8	2,1	1,7	1,7	1,8	5,1	12,2	33,3	24,7	18,8
PO_4^{3-} -P	0,34	0,41	0,38	0,39	0,38	0,38	0,41	0,38	0,35	0,38

Die DOC-Konzentration und der N-Gehalt im Grundwasser zeigen an beiden Standorten nur eine geringe Variation mit der Tiefe (Abb. 4). Die N_i -Konzentration wird dominiert von der NO_3^- -Konzentration und ist am geringer befallenen Standort signifikant erhöht.

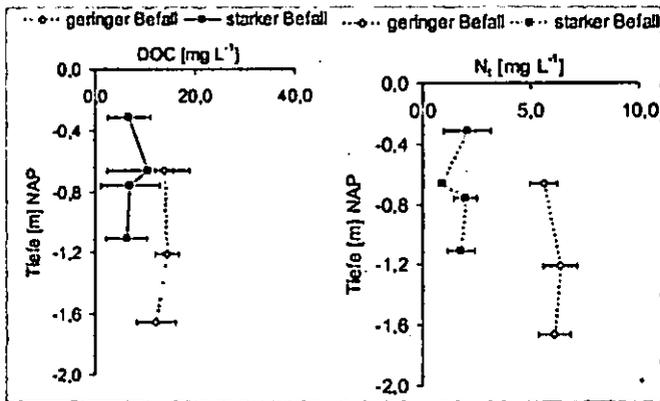


Abb. 4: Tiefenprofil der DOC-, N_i und NO_3^- Konzentration, gemittelt über den Beobachtungszeitraum (n=4), Länge der Fehlerbalken = zeitliche Variation

Die Redoxmessungen (Abb. 5) zeigen hauptsächlich negative Potentiale, was auf anoxische Bedingungen hinweist. Nur in 0,3 m über der Fundamentoberkante

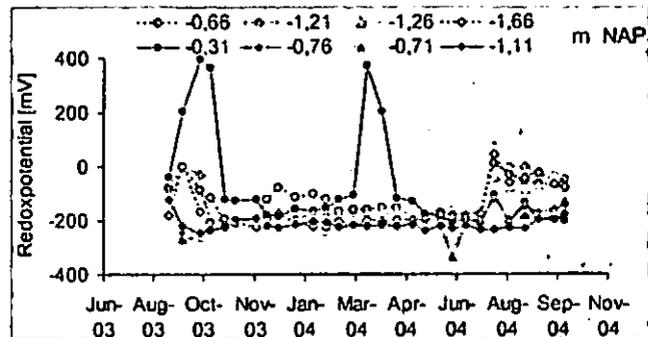


Abb. 5: Jahresverlauf des Redoxpotentials (n=1) in vier Tiefen, NAP=müNN +0,1 m

wurden am stärker befallenen Standort positive Potentiale gemessen. Diese Peaks korrelieren mit einzelnen starken Regenereignissen.

Diskussion

Am stark befallenen Standort liegt die Holzpflahlberkante näher am Grundwasserspiegel. Jahreszeitliche Schwankungen des Grundwasserspiegels wirken sich hier stärker auf die Grundwasserchemie im Bereich des Fundamentes aus als am weniger stark befallenen Standort. Diese Beobachtung harmoniert mit Laborversuchen mit Holzproben im wassergesättigtem Sediment. Dabei war der bakterielle Holzbefall stärker, wenn die Sedimentsäule durchflossen wurde.

Es wird auf eine Schlüsselrolle des Stickstoffs beim bakteriellen Holzbefall geschlossen. Dies steht im Einklang mit weiteren Projektergebnissen. In stark bakteriell befallenen Holz wurden sig. höhere Holz-N-Gehalte gemessen. Ferner war in eigenen Laboruntersuchungen stickstoffgesättigtes Holz in Sediment stärker bakteriell befallen als unbehandeltes Holz. Unbehandeltes Holz in mit Stickstoff angereichertem Sediment ist hingegen geringer befallen worden.

Fazit

Der Vergleich der Sediment- und Grundwasserchemie an zwei Fundamenten mit unterschiedlich starkem bakteriellen Holzbefall ergab signifikant geringere Grundwasser-N-Konzentrationen am stärker befallenen Standort.

An beiden Standorten lassen Messungen des Redoxpotentials auf anoxische Bedingungen im Sediment schließen.

Es zeichnet sich eine Schlüsselrolle des Stickstoffs bei der bakteriellen Holzzersetzung ab. Dabei wird eine negative Korrelation zwischen N-Gehalt in dem das Holz umgebenden Medium und dem bakteriellen Holzbefall vermutet.

Dank

Das EU-Projekt BACPOLES wurde im 5. EU-Rahmenprogramm unter dem 4. thematischen Unterprogramm „Die Stadt von Morgen und kulturelles Erbe“ (EVK4-CT-2001-00043) gefördert.

Betrachtungen zur Festlegung von bodenkundlichen Mindestdaten

Dieter Kühn¹⁾

Zur Veranlassung

Bereits im Vorfeld des Erscheinens der 5. Auflage der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 2005, weiter als KA 5) wurde von verschiedenen Vertretern, vor allem außerhalb der kartierenden Staatlichen Geologischen Dienste (SGD) gefordert, einen Mindestdatensatz in der Anleitung auszuweisen. Selbst die weitere Erwähnung der Kartieranleitung in den Verordnungen zur Durchführung des Bundes-Bodenschutzgesetzes sollte von einer Mindestdatenvorgabe für Bodendatenerhebungen abhängig gemacht werden (BBodSchV 1999). Hintergrund ist, dass insbesondere Ingenieurbüros und andere eine Kostenreduzierung durch Verringerung des Aufwands bei der Erhebung von Bodendaten wünschen. Auch innerhalb der kartierenden Einrichtungen will man den Aufwand bei der bodenkundlichen Landesaufnahme auf das Notwendige beschränken.

Mindestdaten für Auswertungsmethoden und Mindestdaten für Bodenkartierung und Auswertungsmethoden

Die SGD haben auf der Grundlage der KA 4 (AG BODEN 1994) eine Methodendokumentation Bodenkunde (HENNING et al. 2000) bundesweit abgestimmt und wenden diese i.d.R. auch an. Im Wesentlichen sind diese Methoden profilbezogen. Es werden Schätz- und Laborparameter für verschiedene Auswertungsroutinen verwendet, die den Horizont-(Substrat-)Abfolgen zugeordnet sind. Die gewissermaßen an einer Horizontabfolge bzw. einer Bodenform berechneten Auswertungsergebnisse werden für die Kennzeichnung von Flächen verwendet. Einige Länder nutzen dazu Daten eines konkreten Einzelprofils, um eine (Flächen-)Bodenform zu charakterisieren, die wiederum für die Kennzeichnung von Legendeneinheiten genutzt wird. Andere ermitteln charakteristische Werte aus vergleichbaren ebenfalls im Gelände untersuchten und beprobten Bodenprofilen bzw. daraus separierten Horizont-Substrat-Kombinationen. Unabhängig von diesen beiden oder anderen Zuweisungsmethoden werden durch Auswertungsmethoden die selben Datenfelder parametrisierter Flächenbodenformen verwendet. Ob die Ergebnisse plausibel sind, hängt unabhängig von der Datenzuweisung von weiteren Daten bei der Aufnahme im Gelände ab, die zur Plausibilitätsprüfung von Gelände- und Labordaten sowie zur Einschätzung der Flächenrepräsentanz benötigt werden. Bei der Reduktion der Erhebung auf die minimal für Auswertungsmethoden notwendige Parameterzahl, kann die Objektivität der Ergebnisse nicht beurteilt werden.

Der Mindestdatensatz in der KA 5 versucht, sowohl den Bedarf für Auswertungsmethoden als auch für die Kartierung zu befriedigen und stellt damit einen Kompromiss zwischen der Minimal- und Maximalvariante zu erhebenden Daten dar. Sieht man von der Aufteilung des Feldes Gesamtbodenart ab, sind 23 Inhalte zu erfassen. Ergänzend zu den Erläuterungen der in Tabelle 1 fett markierten Datenfelder sind folgende Argumente zu erwähnen:

- Die Kartierung selbst stellt ebenfalls eine Auswertungsmethode von Gelände- und Labordaten dar. Dies bedeutet, dass die Relevanz der Daten für die Kennzeichnung von Flächen zu prüfen ist. Dies betrifft insbesondere Angaben zum Substrat, an dessen Abfolgen häufig bodenkundliche Horizonte gekoppelt sind.
- Plausibilitätsprüfungen sind nur möglich, wenn miteinander korrelierende Daten erhoben werden. Sind diese nicht vorhanden, können erkannte Widersprüche bzw. Kennzeichnungsfehler im Nachgang nicht verifiziert werden. Ergebnisse sich anschließender aufwendiger Laboruntersuchungen werden dann in Frage gestellt.
- Für die Kartierung können Ergebnisse alter oder fremder Untersuchungen mit Gelände- und Labordaten nur genutzt werden, wenn eine fachliche Prüfung der Daten möglich ist. Ansonsten ist eine Wiederverwendung zwar denkbar, das Ergebnis aber fraglich.
- Nicht verifizierbare Daten können die Auswertung ganzer Datenbanken beeinträchtigen. Wenn aufgrund von nicht erkannten Fehlern falsche oder ungenaue Parameter in Auswertungen genutzt werden, wirken sich diese bei der Ausweisung von Boden(teil)funktionen aus.

Beispiele aus der Praxis

In regional geprägten Veranstaltungen des BVB kommen Kollegen aus der Praxis zur gegenseitigen Information und zum Erfahrungsaustausch zusammen. Sie berichten oft von der Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG 1998) bzw. der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV 1999) in der Arbeit. Häufig wurde in diesem Zusammenhang über die fachlichen Probleme berichtet, die bei der Anwendung der KA 4 bei praktischen Untersuchungen auftraten. Berichtet wurde, dass aufgrund des jeweiligen Sachverstandes auf unterer Behördenebene auch andere Vorgaben zur Boden- und Altlastenerkundung gemacht werden. Datenerhebungen werden teilweise ohne Vorgaben zur Erhebung bodenkundlicher Parameter in Auftrag gegeben und Altlastenerkundungen meist nach den Vorgaben der DIN 4022 für Baugrund und Grundwasser durchgeführt.

Es ist positiv, wenn trotzdem Ingenieurbüros versuchen, bodenkundliche Inhalte in solche Aufträge einfließen zu lassen, weil sich die Aufgabenstellung dadurch besser realisieren und absichern lässt. Dies ist u. U. eine finanzielle Gratwanderung zwischen Auftragsvolumen und fachlichem Anspruch (s. MEYER 2004). Verständlicherweise werden dabei Parameter flexibel und aufgabenbezogen ausgewählt. Bisher fehlte ja auch eine Mindestvorgabe in der KA 4. Diese Flexibilität wird sicherlich auch nach der Veröffentlichung des Mindestdatensatzes in der KA 5 bestehen bleiben. Es ist nicht nur aus Kostengründen zu erwarten, dass insbesondere bei der Altlastenerkundung vom vorgeschlagenen Mindestdatensatz abgewichen wird.

Auch in der Vergangenheit wurden bodenkundliche Datensätze erhoben. Für Brandenburg existieren neben den Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung solche Datensätze beispielweise zur Standortkundlichen Ergänzung der Bodenschätzung, zu Meliorationsstandortuntersuchungen oder in der PRODAT (Profildatei des Datenspeichers Boden), letztere wurden meist in Verbindung mit der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung 1 : 100 000 (kurz MMK) erhoben. Die Probleme bei der Interpretation oder Übersetzung der Grablochbeschreibungen sind hinreichend bekannt. Aber auch bei den anderen erwähnten Erhebungen mit bodenkundlichem Anspruch

¹⁾ Landesamt für Bergbau, Geologie und Rohstoffe Brandenburg, Außenstelle Kleinmachnow
Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow

Tabelle 1 : Begründungen für Mindestdatenauswahl aus dem Formblatt der bodenkundl. Profilaufnahme der KA 5

Feld-Nr.	Feldname	Notwendigkeit für Mindestdatensatz
3	Profil-Nr.	Registratur
4	Datum der Aufnahme	
6	Rechtswert	Lagekennzeichnung
7	Hochwert	
9	<i>Aufschlussart/-intensität/ Probenahme</i>	<i>Recherchemöglichkeit zu Datenumfang in Verbindung mit Aufschlussart und zu Analysendaten, z. B. um Labordaten mit Hilfe von Schätzdaten zu prüfen</i>
11	Neigung	Referenzparameter zur Beurteilung der Profilausprägung am Ort und der Flächenrepräsentanz der Aufnahme
14	Reliefformtyp	
19	Nutzungsart/Versiegelung	liefert weitere Begründungen für Profilaufbau und Einstufungen
25	Unter-/ Obergrenze	wichtige Angabe für systematische Einstufungen, Bilanzierungen usw.
27	Horizontsymbol	wichtiges Interpretationsergebnis aus z. T. nicht erfassten Merkmalen
28	<i>Bodenfarbe</i>	<i>wichtige Referenzangabe zur Kontrolle von Einstufungen, z. B. Horizont</i>
29	Humusgehalt	als Schätz- o. Laborwert wichtiger Parameter zur Kontrolle (z. B. Vgl. mit Farbe, Horizontsymbol u. bodensyst. Einheit) u. für Auswertungsmethoden
30	<i>oxidative Merkmale</i>	<i>wichtige Referenzmerkmale für die Prüfung von Einstufungen (Horizont, Grundwasserstufe, bodensystematische Einheit und für Flächenaussagen)</i>
31	<i>reduktive Merkmale</i>	
40	Lagerungsdichte/ Substanzvol./ Zersetzungsstufe (Torf)	wichtige Methoden- und Referenzparameter
43	<i>Substratgenese</i>	<i>wichtige Angabe für die Entstehung des Profils in Beziehung zur bodensystematischen Einstufung und Beurteilung der Bodenformrepräsentanz</i>
44a	Bodenart/ Torfart/ Muddeart	als Schätz- oder Laborergebnis wichtigste Substrat- und Methodenangabe
44b	<i>Grobbodenfraktionen und Anteilsklassen</i>	<i>Referenzparameter mit Schlussfolgerungen für Substratgenese und substratsystematische Einheit; in Verbindung mit Skelettgehalt leicht schätzbar</i>
44c	Summe Skelett (%)	wichtiger Substrat- und Methodenparameter
45	Kohlenstoffgehalt	regional wesentlicher Parameter (Kippböden), sofern auf Schätzdaten zurückgegriffen werden muss bzw. zur Kontrolle von Laborwerten
46	Carbonatgehalt	wichtiger Referenzparameter als Schätz- oder Laborwert
47a	Bodenausgangsgestein	wichtige Angabe zum Substrat mit Kontrollfunktion für Einstufungen
50	Bodensystematische Einheit	wichtiges Ableitungsergebnis aus Horizontfolge; Bestandteil der Bodenform
51	<i>Substratsystematische Einheit</i>	<i>wichtiges Abstraktionsergebnis der Substratartenabfolge; Bestandteil der Bodenform und nutzbar für Flächenkennzeichnungen</i>
53b	Grundwasserstand (angetroffener)	gegenüber der Grundwasserstufe durch Messung leichter bestimmbar, Hilfsgröße zur Beurteilung aktueller und reliktsche Bodenwasserverhältnisse

der Aufnahmen entstehen Interpretationsprobleme immer dann, wenn sich Angaben widersprechen und nur unzureichend Parameter bzw. Merkmale erfasst sind. Oft sind die Widersprüche zwischen Horizontabfolgen und ihrer bodensystematischen Einstufung zu suchen. Diese Angaben folgten der TGL 24300 bzw. entsprechenden vorherigen Vorgaben und befinden sich deshalb auf einem größeren systematischen Niveau als heutige Kennzeichnungen. Fehlen entsprechende bodenkundliche Merkmale wie sie im Mindestdatensatz der KA 5, S. 44 ff. fixiert sind, können Fehler nicht präzisiert werden und Einstufungen nicht an die heutige Systematik angepasst werden.

Zusammenfassung

Dem Wunsch, nur einen Erhebungsaufwand als Mindestdatenumfang vorzugeben, wie er, wenn überhaupt, für die Methodenanwendungen notwendig ist, wurde mit der KA 5 nur teilweise gefolgt. Es wäre einer Sanktionierung von Erhebungen mit nicht mehr verifizierbaren Daten gleichgekommen. Auftraggeber haben es zu verantworten, wenn sie den Aufwand trotzdem aus Kosten- oder anderen Gründen weiter reduzieren. Die KA 5 liefert eine Vorgabe, die fachlich von den SGD unter Einbeziehung anderer Experten geprüft wurde. Sie erfüllt den Bedarf von Auswertungsmethoden und Plausibilitätsprüfungen. Eine Nutzung der Daten für die Kartierung und andere Zwecke kann abgesichert werden.

Bei der KA 5 handelt es sich um eine Anleitung und keine verbindliche Richtlinie oder Norm. In ihr ist der bodenkundliche Sachverstand gebündelt, wie er für die Kartierung und deren Auswertung bzw. die Erhebung bodenkundlicher Daten für den Bodenschutz notwendig ist.

Quellen:

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover.
- AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 5. Auflage, Hannover.
- BUNDES-BODENSCHUTZ- UND ALTLASTENVERORDNUNG (BBodSchV) vom 12. Juli 1999.- BGBl. I, S. 1554.
- BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ – BBODSCHG vom 24. März 1998.- BGBl. I, S. 502
- DIN 4022, Teil 3 (1982): Benennen und Beschreiben von Boden und Fels – Schichtenverzeichnis für Bohrungen.
- MEYER, U. (2004): Boden- und wasserwirtschaftliches Gutachten Stadion Wilmersdorf, Platz 1.- Umweltkonzept Dr. Meyer, Büro für Bodengutachten, unveröff. Ber.
- FACHBEREICHSTANDARD TGL 24300/07 (1987): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte - Substratarten und Substrattypen, Berlin.
- FACHBEREICHSTANDARD TGL 24300/08 (1986): Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte - Horizonte, Bodentypen und Bodenformen von Mineralböden, Berlin.

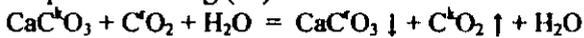
Genese der Bodenkarbonate durch Rekristallisation mit Rhizosphären- CO₂: Experiment, Modell und Anwendung für Paläorekonstruktionen

Kuzyakov Y., Shevtzova E., Pustovoytov K.*

Einleitung

Bodenkarbonate sind eine typische Erscheinung der Bodenbildung in semiariden und ariden Klimaten. Im WRB aber auch in mehreren nationalen Bodenklassifikationen sind die morphologische Ausprägung und die Lokalisationstiefe der Bodenkarbonate wichtige Kriterien für die Bodenklassifikation und die bodenbildenden Prozesse und somit wichtige Merkmale der Boden-genese.

Bodenkarbonate entstehen bei Auflösung des primären Kalks des Ausgangsubstrates, Verlagerung von Ca²⁺- und HCO₃²⁻-Ionen mit dem Wasser und Ausfällung von CaCO₃ an neuen Stellen. Bei der Auflösung, Verlagerung und Ausfällung findet ein Austausch zwischen dem C aus dem Kalk des Lösses (C^k) und dem C aus der Rhizosphärenatmung (C^r) statt:



Da der C des Kalkes und der C aus der Rhizosphärenatmung unterschiedliche ¹⁴C- und ¹³C-Isotopensignaturen haben, ist es möglich, anhand der Radiokarbondatierung der Kalkkonkretionen das Alter der Bodengese festzustellen und anhand der δ¹³C-Werte die Klimabedingungen der Paläoumwelt zu rekonstruieren. Eine Voraussetzung für die Radiokarbondatierung und die Paläorekonstruktionen ist eine nahe zu vollständige Rekristallisation des Karbonats aus dem Löss durch das CO₂ der Rhizosphärenatmung. Bis heute gibt es allerdings keine Angaben über die Zeiträume, die für eine nahe zu vollständige CaCO₃-Rekristallisation notwendig sind.

Ziel: Bestimmung der initialen Geschwindigkeit der Rekristallisation von CaCO₃ und Einschätzung der Zeiträume, die für eine vollständige CaCO₃-Rekristallisation notwendig sind.

Material und Methoden

Die initiale Geschwindigkeit der Rekristallisation von CaCO₃ wurde durch einen künstlichen Isotopenaustausch zwischen dem C aus CaCO₃ des Lösses und dem C aus dem CO₂ von Pflanzen,

die in einer ¹⁴CO₂-Atmosphäre pulsweise markiert wurden, bestimmt.

Löss wurde aus 15-m-Tiefe aus dem Tagebau Nussloch entnommen. Löss enthält 27 % CaCO₃ und keine organische Substanz. Zehn mL Wasserextrakt von einer Parabraunerde wurden zu 400 g Löss je Gefäß gegeben, um die Bodenmikroorganismen zu introduzieren. Vier Sommerweizenpflanzen wurden je Gefäß eingepflanzt und bei 27/22 °C Tag-/Nacht-Temperatur, 14 Stunden Photoperiode, 800 μmol m⁻² s⁻¹ Lichtintensität und 60 % Feldkapazität wachsen gelassen. Nährstofflösung mit 56, 82, und 7.75 μg mL⁻¹ von N, P, und K wurden 4 mal mit je 100 mL gedüngt.

Sechs Varianten wurden geprüft:

- 1) ... 4) Löss mit Weizen, der in versiegelten Gefäßen gewachsen ist, und 1, 2, 3, oder 4 mal markiert wurde. Die Markierungen fanden am 21., 25., 29. und 33. Tag nach der Keimung statt.
- 5) Löss mit Weizen, der in nicht versiegelten Gefäßen gewachsen ist, und 4 mal markiert wurde.
- 6) Kontrolle: Löss ohne Pflanzen.

Die Versiegelung erfolgte einen Tag vor der 1. Markierung mit Silikon und war notwendig zur Verhinderung des Austausches der Bodenluft mit der Atmosphäre. In den versiegelten Gefäßen wurde die spezifische ¹⁴C-Aktivität des Rhizosphären-CO₂ nach dem Auffangen in 1 M NaOH bestimmt. Dieses CO₂-Auffangen fand nicht kontinuierlich, sondern jeweils vor der nächsten Markierung bzw. Schnitt der Pflanzen statt. Das ermöglichte eine Akkumulation von CO₂ in der Rhizosphäre im Laufe von 4 Tagen und förderte die Rekristallisation von CaCO₃. Nach dem CO₂-Auffangen wurde die Bodenluft durch atmosphärische Luft ausgetauscht, um keine anoxische Bedingungen entstehen zu lassen.

Die nicht versiegelten Gefäße waren im Austausch mit der Atmosphäre und dienten der Widerspiegelung der natürlichen Bedingungen.

Nach der Weizenernte, wurde der CaCO₃ im Löss mit H₃PO₄ neutralisiert, das freigesetzte CO₂ in 100 mL 1 M NaOH sorbiert und die ¹⁴C-Aktivität im Szintillationszähler gemessen.

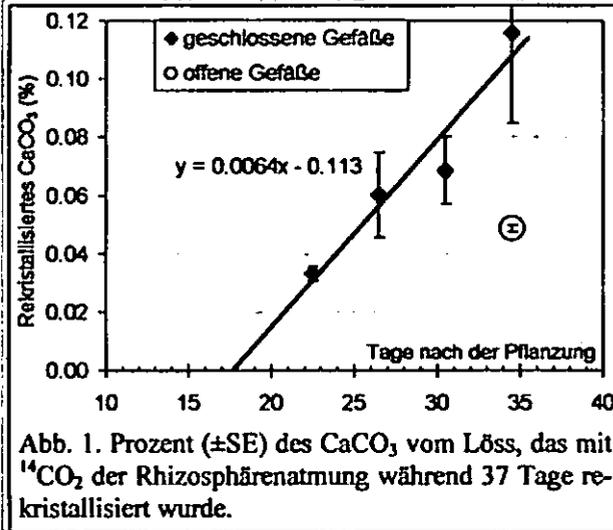
Die Berechnung der CaCO₃-Rekristallisation basiert auf der Annahme, dass die spezifische ¹⁴C-Aktivität des Rhizosphären-CO₂ des im Löss rekristallisierten Anteils des CaCO₃ entspricht. Entsprechend dem rekristallisierten Anteil und der Zeit wurde die Geschwindigkeit der Rekristallisation berechnet.

* kuzyakov@uni-hohenheim.de Institut für Bodenkunde
und Standortslehre, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart

Ergebnisse und Diskussion

Eine ansteigende Zahl von $^{14}\text{CO}_2$ -Pulsmarkierungen (1, 2, 3 und 4) führte zum linearen Anstieg des ^{14}C , das im CaCO_3 des Lösses wiedergefunden wurde (Abb. 1). Aus diesem linearen Zusammenhang wurde die initiale Rate der CaCO_3 -Rekristallisation basierend auf der Menge des pro Zeiteinheit (hier ein Tag) rekristallisierten CaCO_3 berechnet.

Die CaCO_3 -Rekristallisation in den offenen Ge-



fäßen war ca. 2 mal geringer als in den geschlossenen Gefäßen (Abb. 1). Der berechnete Zusammenhang für die geschlossenen Gefäße wurde bei der Berücksichtigung der niedrigen Rekristallisationsraten auf die offenen Gefäße übertragen. Entsprechend dem Isotopenaustausch mit ^{14}C wurde für den Löss mit 27 % CaCO_3 die initiale Rate der CaCO_3 -Rekristallisation mit 0.000028 d^{-1} bestimmt. Aus dieser Rate kann der Zeitraum berechnet werden, der für eine vollständige Rekristallisation notwendig ist. Dabei sind zwei Ansätze möglich (Abb. 2):

- 1) Beim linearen Ansatz (Abb. 2) wird angenommen, dass einmal rekristallisierte Kalk der weiteren Rekristallisation entzogen ist (z.B. große Kristalle bildet). Dieser Ansatz entspricht einer Bildung pedogener CaCO_3 -Konkretionen bereits nach einem Rekristallisationszyklus.
- 2) Beim exponentiellen Ansatz (Abb. 2) wird angenommen, dass einmal rekristallisiertes CaCO_3 wieder und wieder rekristallisiert werden kann.

Diese zwei Ansätze zeigen die möglichen Alternativen der CaCO_3 -Rekristallisation. Die reale Rekristallisation unter Bodenbedingungen findet wahrscheinlich zwischen diesen beiden Extremfällen statt.

Auch die Länge der Vegetationsperiode beeinflusst die Rekristallisation durch eine unterschiedliche Dauer der Wurzelaktivität. Für den exponentiellen Ansatz wurde die Rekristallisationszeit für 6 unterschiedliche Dauer der Vegetationsperiode in 2-Monatschritten berechnet (Abb. 2). Aus diesen Berechnungen folgt, dass in Abhängigkeit vom Ansatz und der Dauer der Vegetationsperiode mindestens 100 Jahre, und sehr wahrscheinlich eher zwischen 400 und 2000 Jahre, für eine nahe zu vollständige Rekristallisation von CaCO_3 in einem Löss mit 27 % CaCO_3 notwendig sind.

Diese für eine vollständige CaCO_3 -Rekristallisation notwendigen Zeiträume, die einige Hunderte bis Tausende Jahre betragen, zeigen, dass die Genauigkeit der Paläoumweltrekonstruktionen anhand von $\delta^{13}\text{C}$ und Radiokarbondatierung der pedogenen Karbonate mindestens einige Jahrhunderte beträgt. Das heißt, dass, abgesehen von der Variabilität des ^{14}C -Alters und/oder des $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes der pedogenen Karbonate und der analytischen Genauigkeit der Geräte, die prozessbedingte Genauigkeit von Paläorekonstruktionen nicht weniger als Jahrhunderte beträgt.

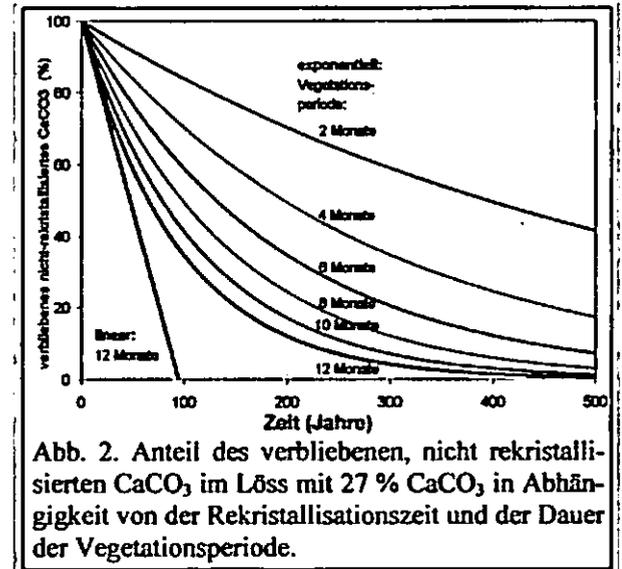


Abb. 2. Anteil des verbliebenen, nicht rekristallisierten CaCO_3 im Löss mit 27 % CaCO_3 in Abhängigkeit von der Rekristallisationszeit und der Dauer der Vegetationsperiode.

Auch der CaCO_3 -Gehalt des Lösses beeinflusst die Dauer der Rekristallisation. Unter Berücksichtigung des CaCO_3 -Gehaltes (%Lime), Zeit (t , in Jahren), Vegetationsperiode (VP , in Tagen pro Jahr) wird folgende Formel für den verbliebenen, nicht rekristallisierten CaCO_3 vorgeschlagen:

$$\text{CaCO}_3(t) \approx 100 \cdot \exp\left(-0.00078 \cdot \frac{VP \cdot t}{365 \cdot \%Lime}\right)$$

0.00078 ist die experimentell bestimmte Rate (d^{-1}) der CaCO_3 -Rekristallisation bezogen auf ein Prozent CaCO_3 in Löss.

Pedogene Merkmale als Indikatoren für ökologische Funktionen von Salzwiesen

Friederike Lang¹ Susanne Schimpel¹, Martin Kaupenjohann¹

Salzwiesen, die sich unter dem Einfluss der Gezeiten in Küstennähe entwickeln, gehören zu den weltweit gefährdetsten Ökosystemen. Je nach Umweltbedingungen und Entwicklungsstadium sind die Salzwiesen sehr unterschiedlich hinsichtlich der Vegetation oder der Anfälligkeit gegenüber Erosion. Schutz und Management der Salzwiesen setzt die Berücksichtigung dieser hohen Heterogenität voraus. Unsere Ziel ist, mithilfe pedogener Merkmale, die integrierende Indikatoren für viele Standorteigenschaften sind, eine differenzierte ökologische Bewertung der Salzwiesen durchzuführen. Unsere Untersuchung wurde in der Lagune von Venedig durchgeführt. Nach KA 5 sind alle dort vorkommenden Böden Roh-, Kalk- oder Kleimarschen, nach WRB Gleyi-salic Fluvisols oder Eutri-salic Histosols. Wir konnten keine Zusammenhänge zwischen der Bodentypenverteilung nach KA 5 oder WRB und der Biotoptypenverteilung feststellen. Zusätzlich zu den Kriterien Humusgehalt und Karbonatgehalt, die nach KA 5 zur Differenzierung der in der Lagune vorkommenden Marschböden verwendet werden, berücksichtigten wir bei unseren Aufnahmen das Vorhandensein oxidativer Merkmale (*oximorphic properties*) im Oberboden. Die

Kanonische Korrespondenzanalyse unserer Daten zeigt eine enge Beziehung zwischen diesem für die Klassifikation bisher nicht berücksichtigtem Merkmal und der Vegetation. Dies ist auf eine enge Beziehung zwischen dem Salzgehalt und der Überflutungshäufigkeit dieser Böden und dem Vorhandensein oxidativer Merkmale zurückzuführen. Wir möchten daher auf der Tagung eine Erweiterung Klassifikation für gezeitenbeeinflusste Marschböden nach WRB vorschlagen, bei der das Vorhandensein von *oximorphic properties* im Oberboden zur Klassifikation auf der *lower level units* Ebene berücksichtigt wird. Die Einführung einer eigenen *soil unit* (*Tidosols*) für Böden unter dem Einfluss der Gezeiten, würde eine differenziertere Betrachtung dieser Böden erlauben. Böden der von uns vorgeschlagenen Bodeneinheiten weisen neben typischer Vegetation auch einheitliche und charakteristische bodenchemische Eigenschaften auf und sind hinsichtlich der Anfälligkeit gegenüber Erosion einheitlich zu bewerten.

¹Fachgebiet Bodenkunde, TU Berlin, Salzufer 11, 10587 Berlin; Fritzi.Lang@tu-berlin.de



Bodenbewertung für Stadtregionen - das TUSEC-Verfahren

Andreas Lehmann, Susanne David, Karl Stahr

Einleitung

Mit einem neuen Bewertungsverfahren besteht die Möglichkeit, natürliche Böden sowie anthropogen veränderte Böden (Stadtböden) zu bewerten. Dieses neue Verfahren wurde gemeinsam von und für Bodenkundler und Raumplaner entwickelt und getestet. Es stehen Verfahren für zwei Ebenen der Bearbeitungsintensität zur Verfügung. Die „A-Ebene“ dient der flächenscharfen Bewertung aufgrund von feldbodenkundlich beschriebenen Bodenparametern und die „B-Ebene“ für eine orientierende Bewertung mit Sekundärdaten. Das B-Verfahren verfolgt im Wesentlichen eine Vorgehensweise, die sich an die Vorgehensweise der Konzeptbodenkarten anlehnt. Das Bewertungsverfahren wurde im Rahmen des von TUSEC-IP (Technique of Urban Soil Evaluation in City Regions – Implementation in Planning Procedures) erarbeitet, einem Projekt des Interreg III B Alpenraum-Programms der EU. Die Entwicklung des TUSEC-Manuals erfolgte federführend durch die Universität Hohenheim zusammen mit dem Lead Partner der Stadt München (RGU) und den Projektpartnern von der Stadt Reutlingen, Linz, Zürich und Maribor sowie den Universitäten Innsbruck und Turin, dem Umweltbundesamt Wien und der Autonomen Provinz Bozen (s. auch www.tusec-ip.org und DAVID 2005). Das TUSEC-Manual ist für die internationale Anwendung konzipiert. Das heißt, das Manual ist auf die Verwendung von Eingangsparametern abgestimmt, die nach einer beliebigen national oder international anerkannten Methode der Bodenbeschreibung erhoben wurden. Ebenso ist das Verfahren vor dem juristischen Hintergrund verschiedener Länder durchführbar.

Die Testversion des Manual ist bereits bedingt verfügbar (www.uni-hohenheim.de/soil), eine automatisierte, browserbasierte Version wird in Kürze bereitgestellt.

Hintergrund

Mit dem TUSEC-Manual besteht die Möglichkeit der Bodenfunktionsbewertung, wie sie in der deutschen Raumplanung durch das Bundesbodenschutzgesetz verankert ist. Im europäischen Rahmen nehmen die EU-Alpenkonvention und die EU-Framework Directive on Soil Protection Bezug auf Bodenfunktionen.

Die Abwägung über mehrere Bodenfunktionen, wie sie bei Genehmigungsverfahren in der Raumplanung erforderlich ist, stellt sich als problematisch dar. Die Forderung von Planern nach einer schematischen Vorgehensweise für die Abwägung über Bodenfunktionen war noch nicht unmittelbar zu erfüllen, da hierbei eine Vielzahl von Faktorenkombinationen zu berücksichtigen sind. Bemerkenswert ist zudem, dass Planer, die über einen breiteren ökologischen Hintergrund verfügen, eine schematisierte Abwägung über Bodenfunktionen für entbehrlich halten. Kritisch ist eine schematisierte Abwägung auch, wenn Planungsalternativen zur

Verfügung stehen, bei denen die Gewichtung der Bedeutung der einzelnen Bodenfunktionen differiert. Ein Beispiel: Ein Baugebiet soll entweder in einem Vorranggebiet für die Landwirtschaft oder in einem Wasserschutzgebiet ausgewiesen werden. Bei der Eingriffs- Ausgleichsregelung sind selbstverständlich alle Bodenfunktionen separat zu berücksichtigen.

Eine regionale Spezifizierung von Bodenfunktionen und eine Abstimmung von Teilfunktionen auf bestimmte (urbane) Landnutzungstypen erwies sich als weniger problematisch. Dem Wunsch der Raumplanung nach der Bewertung von unmittelbar ökonomisch relevanten Teilfunktionen von Böden, das heißt von Bodenteilfunktionen, die zu zentralen Aufgabengebieten der Raumplanung gehören, konnte entsprochen werden. Hierzu wurden sogenannte Bodenleistungen bewertet. Für die Bodenleistungen „Versickerungsfähigkeit“ und Klimaregulation“ sind Bewertungsverfahren verfügbar.

Funktionalität von Stadtböden

Häufig erschließt sich die Funktionalität von Stadtböden nicht unmittelbar. Bei genauerer Betrachtung ist dies erstaunlich, da sich zeigt, das gerade von den knappen Freiflächen in urbanen Räumen einer hoher Nutzen ausgeht. Dies wird in der folgenden tabellarischen Übersicht verdeutlicht.

ZIELGRÖSSE DER BODENFUNKTIONEN	BEDEUTUNG DER FUNKTIONALITÄT VON STADTBÖDEN
Lebensraum	hoch: sehr hohe Zahl an Nutzern je Flächeneinheit hoch: seltene Flora und Fauna auf Extremstandorten
Wasser- und Nährstoffkreislauf	hoch: durch unmittelbare Nähe zum Schutzgut Mensch und seiner Infrastruktur
Abbau, Filter und Puffer	hoch: durch die Nähe zu den Emittenden
Archiv	hoch: durch zahlreiche Artefakte
Produktion	hoch: da Standort für städtisches Grün hoch: durch Befeuchten und Kühlen durch Evapotranspiration mittel: durch städtische landwirtschaftliche und gärtnerische Produktion
Erholung	hoch: durch die große Zahl an Erholungssuchenden

Spezifika des TUSEC-Manuals

Das TUSEC-Manual weicht bei der Bewertung für natürliche und für veränderte Böden von den bestehenden Bewertungsverfahren ab. So werden Angaben zur Bodenstruktur prioritär berücksichtigt. Mit den Angaben zur Bodenstruktur soll neben der bodenphysikalischen Bedeutung auch die Rolle der mikrobiologischen Aktivität richtiger bewertet werden. Ebenso zielt das TUSEC-Manual darauf ab, die Rahmenbedingungen für den schnellen Fluss abzufragen, damit auch die by-pass Versickerung in die Bewertung eingeht. Demnach werden die Werte der hydraulischen Leitfähigkeit, wie sie nach korrelativen Methoden aufgrund von Körnung und Dichte ermittelt werden, korrigiert. Korrekturen werden vorgenommen, wenn der Steingehalt 60 Vol.% erreicht oder übersteigt, wenn umgelagertes und unverdichtetes Bodenmaterial vorliegt sowie bei sehr Tongehalten von 60% und höher.

Test des TUSEC-Manuals

Das neu entwickelte Bewertungsverfahren (TUSEC-Manual) wird aktuell in deutschen, österreichischen, schweizerischen und italienischen Kommunen getestet. Ergebnisse liegen bereits für eine österreichische und zwei deutsche Kommunen vor. Die Ergebnisse von den zwei Testverfahren in deutschen Kommunen sollen hier dargestellt werden. In einem ersten Schritt wurden die beiden Flächen im Bereich geplanter Baugebiete im Großraum Reutlingen-Tübingen im Maßstab 1 : 5.000 kartiert. Es erwies sich, dass vorliegende Bodenkarten im Maßstab 1 : 25.000 für eine bodenschützerische Bauplanung nicht ausreichend sind. In Teilgebieten standen die Aussagen der Bodenkarte 1 : 25.000 in direktem Widerspruch zur Kartierung im Maßstab 1 : 5.000. Bei der Kartierung im Maßstab 1 : 5.000 wurden auch die für die Baugrunduntersuchungen angelegten Schürfe aufgenommen und gemeinsam mit dem Gutachter für die Baugrunduntersuchung diskutiert. Eine Kooperation, die sich als sehr sinnvoll erwies. Auf Basis der bodenkundlichen Feldaufnahmen wurde für die beiden Flächen eine Bewertung nach dem TUSEC-Manual vorgenommen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Ergebnisse der TUSEC-Bewertung für die Archivfunktion unmittelbar verwertbare Ergebnisse lieferte. Konkret: Bei der Kartierung und Bewertung wurde ein Wölbacker erfasst. Dieser wäre andernfalls aller Wahrscheinlichkeit unerkannt geblieben und durch Planieren vernichtet worden.

In den beiden Testverfahren lies die Bodenbewertung zudem unmittelbar verwertbare und eindeutige Aussagen zur Bedeutung der Böden als Puffer und Filter und zur Bedeutung für die landwirtschaftliche Produktion zu. Der Hintergrund der Biotopvernetzung zur Lebensraumfunktion wird im Zusammenhang mit den Ausführungen in den Bebauungsplänen zu den Schutzgütern „Tiere, Pflanzen und ihre Lebensräume“ berücksichtigt. In den deutlich reliefierten Arbeitsgebieten genügte die punktuellen (zweidimensionalen) Bewertungsergebnisse jedoch nicht, um die Rolle der Böden für den Wasser- und Nährstoffkreislauf realistisch einzuschätzen. Vielmehr waren flächenhafte, dreidimensionale Betrachtungen zur Rolle des lateralen Flusses in beiden Arbeitsgebieten und jeweils den angrenzenden Flächen erforderlich, um die

Schutzwürdigkeit der Böden als Ausgleichkörper im Wasser- und Nährstoffkreislauf zu würdigen. Ebenso ist eine dreidimensionale, integrative Betrachtung notwendig, um die nach den Baumaßnahmen verbleibenden Böden optimal für den Grundwasser- und Hochwasserschutz zu nutzen.

Hierzu eine kurze erläuternde Beschreibung der Situation in beiden Gebieten: Die bewerteten Flächen waren zwei regionaltypische, geneigte Flächen mit Böden aus Lößlehm. An den Ober- und Mittelhängen waren jeweils pseudovergleyte Parabraunerden, Pseudogleye und flachgründige Kolluvisole verbreitet. In den Unterhangbereichen traten tiefgründige Kolluvisole auf. Bei der Kartierung und mit der Bodenbewertung wurde erkannt, dass die Böden in Hangposition hohe Infiltrationsraten zuließen, die vertikale Versickerung jedoch nach wenigen Dezimetern durch stauende Horizonte behindert war. Die Gesamteinschätzung der Flächen legte nahe, dass lateraler Fluss auf den stauenden Horizonten, in Richtung der in tiefer Reliefposition gelegenen Kolluvisole, häufig die Hauptrichtung der Wasserbewegung in diesen Böden darstellt. Eine typische Situation in den lößbeeinflussten Gebieten Süddeutschlands (vgl. LEHMANN 1996 und LEHMANN 2003). Die integrative Betrachtung über die Gesamtheit der Bodenaufnahmen in den Testgebieten ergab als Ergebnis, dass die Kolluvisole in Senkenposition höchst schützenswerte Böden darstellen. Dieses für den Bodenschutz und für die kostenbewusste Nutzung der Böden in den bebauten Gebieten höchst relevante Resultat erschließt sich jedoch nicht bei einer punktuellen Betrachtung der Einzelaufnahmen. Bei der Bewertung der Versickerungseignung, beispielsweise nach dem ATV-DWK Arbeitsblatt 138 (2002), ist die integrative Sichtweise zulässig, aber nicht vorgesehen. Dementsprechend wird sie von Bauingenieuren nicht praktiziert. Dies ist problematisch, da dadurch im Extremfall Böden durch den Bau von Regenrückhaltebecken versiegelt werden, die eine höhere Kapazität zur Regenrückhaltung aufweisen als die gebauten Becken selbst. Ein Sachverhalt, der ökologisch abzulehnen und ökonomisch unsinnig ist. Bei den genannten TUSEC-Testverfahren konnte gesichert werden, dass die Bedeutung der Kolluvisole für den Wasserkreislauf auch Eingang in die Bauplanung fand.

Test des TUSEC-Manuals

DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL e.V., (ATV-DWK, 2002): Arbeitsblatt A 138 zur Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser. Ges. zur Förderung der Abwassertechnik, 61 S.

DAVID, S. (2005): Bodenbewertung in Deutschland und die neue TUSEC-Methode für den Alpenraum. In diesem Heft.

LEHMANN, A. (1996): Charakterisierung des Wasser- und Stofftransports in verschiedenen strukturierten Böden Südwestdeutschlands. Hohenheimer Bodenkundl. Hefte 34, 168 S.

LEHMANN, A. (2003): Transport and alteration of water in a strongly structured soil - Transport und Alteration von Wasser in stark strukturierten Böden. Zeitschr. f. Kulturtechnik u. Landentwicklung/Journal of Rural Engineering and Development 44 (2), p. 54-62.

Die Dekapolis-Region (Nordjordanien) als Beispiel für historische Desertifikation?

Bernhard Lucke¹, Michael Schmidt¹, Rupert
Bäumler², Ziad al-Saad³

Im allgemeinen wurde angenommen, dass die Aufgabe hoch entwickelter und reicher Städte in Jordanien und der Levante mit langfristiger Entwaldung, Erschöpfung und Erosion der Böden sowie der Einwanderung von Nomaden verbunden war (Lowdermilk 1944, Dregne 1983). Daher wurden zahlreiche Entwicklungshilfeprojekte gestartet, die Erosion eingrenzen und damit Desertifikation verhindern sollten.

Jedoch stellt sich die Frage, ob die historische Landnutzung zwangsläufig für die Degradierung der Landschaft verantwortlich war, nur weil die antiken Ruinen in dieser Landschaft liegen. Desweiteren stellt sich die Frage, wie der ökonomische Effekt der Erosion genau aussah – die meisten Gebiete Nordjordaniens weisen nämlich auch heute noch eine ausreichende Bodenbedeckung auf, die intensive Landwirtschaft ermöglicht. Limitierender Faktor sind nicht die Böden, sondern Wasser.

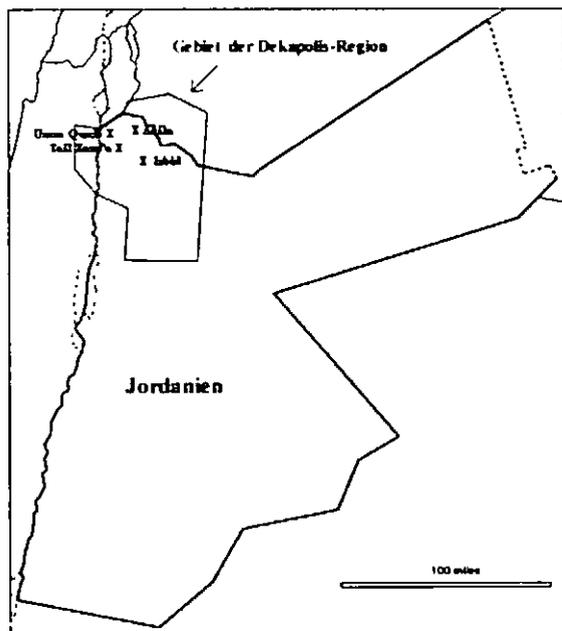


Abb. 1: Lage der Untersuchungsstandorte.

¹ Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl Umweltplanung, Postfach 101344, 03013 Cottbus. bernhard.lucke@email.de

² Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg, Institut für Geographie, Kochstr. 4/4, 91054 Erlangen.

³ Yarmouk University, Faculty of Archaeology and Anthropology, Irbid, Jordanien.

Neuere Forschungen deuten darauf hin, dass der grösste Teil der Kolluvien möglicherweise bereits in prähistorischer Zeit in den Wadis abgelagert wurde (Cordova 2000). Dabei ergaben mikromorphologische Untersuchungen, dass Erosion hauptsächlich in Form von Erdrutschen stattfand und mit extremen Witterungsereignissen unter trockeneren Bedingungen verbunden war (Maher 2005). Field und Banning (1998) beschrieben fünf verschiedene Typen von Kolluvien im Wadi Ziqlab und datierten sie anhand von archäologischem Material (Abb. 2). Der Anteil des in historischer Zeit abgelagerten Sediments erscheint dabei sehr gering. Das Klima könnte also eine grössere Rolle für die Landschaftsentwicklung gespielt haben als der Mensch – Trockenheit, Waldbrände und eine Häufung extremer Niederschläge können auch ohne menschlichen Einfluss Bodendegradation hervorrufen. Dies wird von jüngeren Messungen der Sedimentation im König-Talal-Staudamm unterstützt: Trotz Bodenschutzmaßnahmen brachte ein einziges schweres Unwetter 1991 ungefähr so viel Sediment in den Stausee wie die zehn vorhergehenden Jahre zusammen (al-Sheriadeh und al-Hamdan 1999).

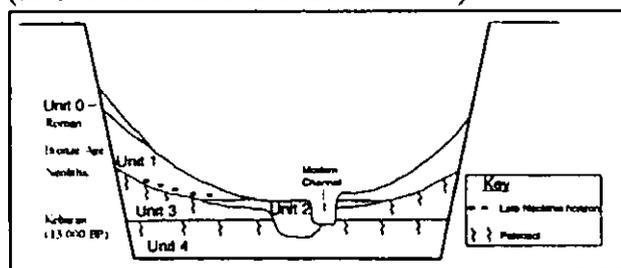


Abb. 2: Typen und Datierung von Kolluvien im Wadi Ziqlab. Aus: Field und Banning (1998), verändert.

Der größte Teil der landwirtschaftlich nutzbaren Fläche Nordjordaniens liegt auf weitgehend ebenen Hochplateaus, die durch steil abfallende Wadis voneinander getrennt sind. Im Rahmen einer Kooperation mit archäologischen Grabungen wurde an verschiedenen Standorten (Abb. 1) untersucht, wie die Wirkung der historischen Landnutzung auf die Bodenentwicklung der Plateaus ausgesehen haben könnte. Dabei konnten Reste alter Feldsysteme in weniger steilen Hanglagen rekonstruiert werden (Abb. 3). Auf den Hochflächen zeigten sich dagegen kleinräumige Variationen der Bodeneigenschaften, die mit Feldsystemen und Dauer und Intensität der historischen Landnutzung verbunden zu sein scheinen (Lucke et al. 2005). Diese Veränderungen der Bodeneigenschaften, aber auch die teilweise klar sichtbaren Reste alter Feldgrenzen (Abb. 3), weisen darauf hin

dass größere Erosion in jüngerer Zeit sehr unwahrscheinlich ist.

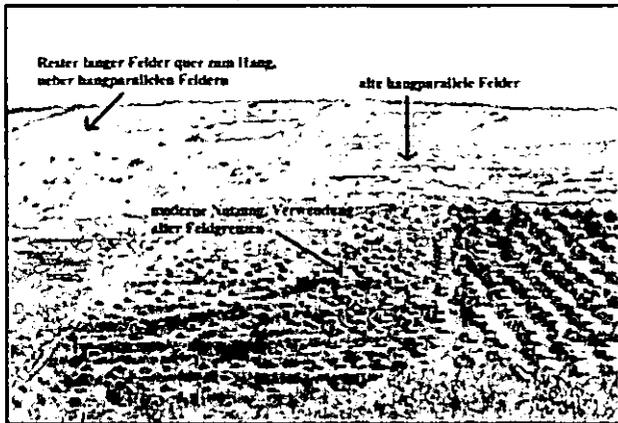


Abb. 3: Alte Feldgrenzen an einem Hang.

In dem durch Karsterscheinungen geprägten Gebiet findet sich kein unregelmäßiges Relief, sondern ebene Landoberflächen. Jedoch variiert die Bodentiefe auf den Plateaus sehr stark. Auf kleinem Raum wechseln geringmächtige Böden (~30 cm) mit tiefen Profilen (>3 m). Ähnliches zeigte sich auch bei tiefgründigen Böden nahe ehemaligen Waditerrassen, die durch Reliefumkehr angehoben wurden: Stark wechselnde Steinanteile an der heutigen Oberfläche sind mit dem "Schneiden" verschiedener Kiesablagerungen verbunden. Als vorläufige Schlussfolgerung ergibt sich, dass die historische Landnutzung in der Dekapolis-Region das Gebiet nivelliert, aber nicht verwüstet zu haben scheint (Abb. 4 und 5). Reliktische Landoberflächen, initiale Bodenbildung aus dem Schutt innerhalb der Ruinen sowie reliktsche Lehmziegel ermöglichen einen Vergleich und deuten darauf hin, dass sich die Böden seit der Bronzezeit nicht wesentlich veränderten (Lucke et al. 2005).

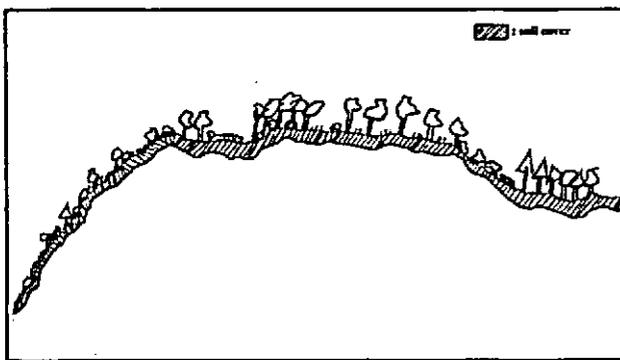


Abb. 4: Schematische Zeichnung der möglichen ursprünglichen Landschaft vor dem Ackerbau.

Allerdings steht eine systematische Untersuchung der Böden und ihrer Beziehung zu

historischen Landnutzungssystemen und Kolluvien noch aus.

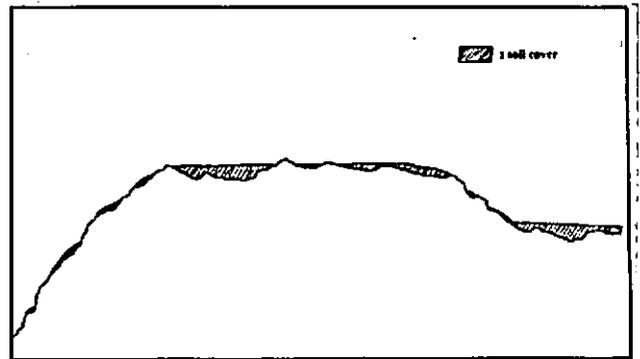


Abb. 5: Schematische Zeichnung der heutigen Landschaft nach ca. 8000 Jahren Ackerbau.

Es erscheint möglich, dass historische Feldsysteme anhand der Bodenentwicklung rekonstruiert werden können, während Keramik und anderes archäologisches Material eine Datierung ermöglicht. Dies soll in den kommenden Jahren im Rahmen eines interdisziplinären Projekts mit Blick auf künftige Bodenschutzmaßnahmen untersucht werden. Wenn der Einfluss des Klimas auf die Landschaftsentwicklung tatsächlich größer ist als allgemein angenommen, müssten die bisherigen Landnutzungsstrategien mit Blick auf mögliche Klimaveränderungen und globale Erwärmung überdacht werden.

Literatur

- al-Sheriadeh, M. S. & A. Z. al-Hamdan, 1999. Erosion Risk Assessment and Sediment Yield Production of the King Talal Watershed, Jordan. *Environmental Geology* 37 (3), 234-242.
- Cordova, C. E., 2000. Geomorphological Evidence of Intense Prehistoric Soil Erosion in the Highlands of Central Jordan. *Physical Geography* 21 (6), 538-567.
- Dregne, H., 1983. Desertification of arid lands. *Advances in Desert and Arid Land Technology and Development*, Vol. 3. Harwood publishers, London.
- Field, J. & E. Banning, 1998. Hillslope processes and archaeology in Wadi Ziqlab, Jordan. *Geoarchaeology*, Vol. 13, No. 6, 595-616.
- Lowdermilk, W., 1944. Palestine – land of promise. Victor Gollancz, London.
- Lucke, B., M. Schmidt, Z. al-Saad, O. Bens, R. F. Hüttl, 2005. The Abandonment of the Decapolis Region in Northern Jordan – Forced by Environmental Change? *Quaternary International* 135, Special issue: Geochronology and Environmental Reconstruction: a Tribute to Glenn A. Goodfriend, 65-81.
- Maher, L., 2005. The Epipaleolithic in context: paleolandscapes and prehistoric occupation in Wadi Ziqlab, Northern Jordan. Dissertation, Department of Anthropology, University of Toronto.

CHARACTERISATION OF SOIL/SEDIMENT SURFACES IN THE ARID AND SEMI-ARID ZONES BY MEANS OF REMOTE SENSING

Mounkaila, M.; L. Herrmann; T. Gaiser; T. Maurer; K. Stahr

I-Introduction

Dust emission from the world's arid and semi arid regions is not a recent phenomenon. Due to the fact that soil surfaces are exposed to extreme climate condition, dust particles ($\leq 0,63 \mu\text{m}$) are frequently generated and then transported by wind all over the world. Dust mineral deposits influence soil formation, terrestrial ecosystems, and the marine biosphere. In the earth atmospheric layers dust minerals play an important role in the global climate radiation balance (Tegen et al., 1995). Therefore, their quantification is of central interest in global climate modeling. However, models suffer from a lack of data on soil properties in the source areas and particularly in the central Sahara and Sahel. Due to the vastness of these regions and difficulties in access, it is necessary to use remote sensing to characterize and quantify the deflation surfaces.

Hypothesis: Soil surfaces can be satisfactorily characterized by means of remote sensing.

Objectives of the work:

- Determining the physical, (geo-) chemical and mineralogical properties and extension of important dust sources in the central Sahara and Sahel
- Correlating these properties with remote optical properties/reflectances
- Producing a standardized regional data set for scientific access

II-Landscape Material and Methodology

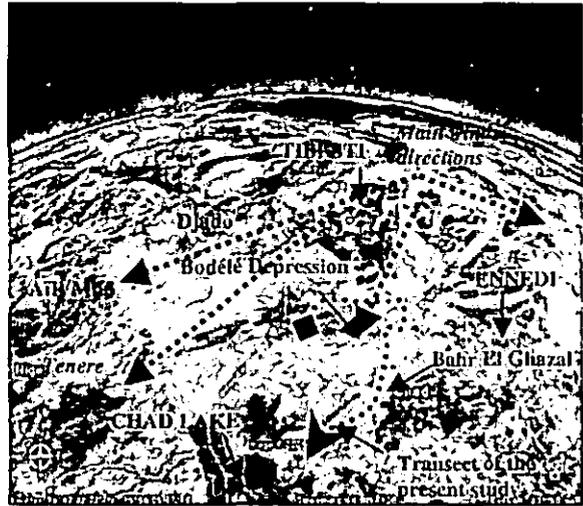
II-1-Landscape of the study areas

The present study is carried out in the Sahara and Sahel of northern Chad, since the Bodélé Depression (BD) represents the biggest dust source and is situated there. The landscape around the BD (Fig. 1) is characterized in the North by the high Tibesti mountains and the Angamma cuesta. In the North-East it is bordered by the Ennedi plateau. Between the BD and Lake Chad extends the Djourab desert. In the Northwest is the Djado plateau and in the West it is bordered by the Tenere desert.

The N-S transect extends from the north of the BD at the foot slope of the Angamma towards the Chad

Lake along the Bahr El Ghazal former riverbed. The vegetation density is low and sparse. It increases as one advances southward, due to increase in rainfall.

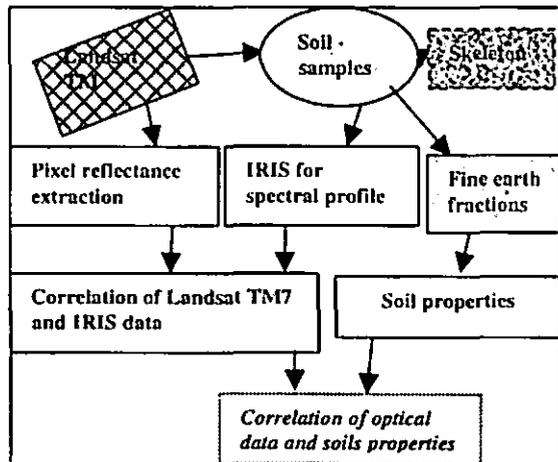
Fig 1: Aerial photography showing the landscape and transect of the study area (source Google earth 2005)



II-2 Materials and methods

Materials consist of soil/sediment surface samples collected along the transect in figure 1. Surfaces around the BD are very different. They vary from lacustrine sediments to serir (gravel) and sandy sediments. Soil surfaces were investigated on the basis of the Landsat TM 5 scenes with band combinations (RGB: 7-4-3). Thus, 70 sites representing different characteristics have been inspected and sampled for analysis in the laboratory. Spectral reflectance has been recorded in the laboratory, after soil surfaces were reconstituted comparable to on-site conditions. The methodology is summarized below:

Fig 2: General methodological approach



III-Results and Discussion

Since atmospheric scientists believe that iron components play a major role for the the climatic

effects of mineral dust, emphasis here is on results connected to Fe.

First results show a significant non linear correlation between the ratio of Si/Al and total iron content determined by X-ray fluorescence (Fig. 3). Si/Al is generally low in clayey samples and higher in sandy and gravelly soils. Therefore, total Fe can potentially be used for the differentiation of soil surfaces.

Fig 3: Correlation between Si/Al and Fe (total)

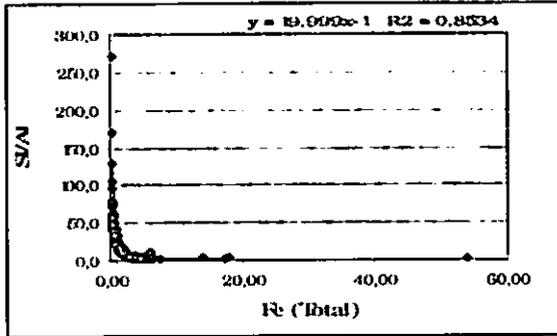
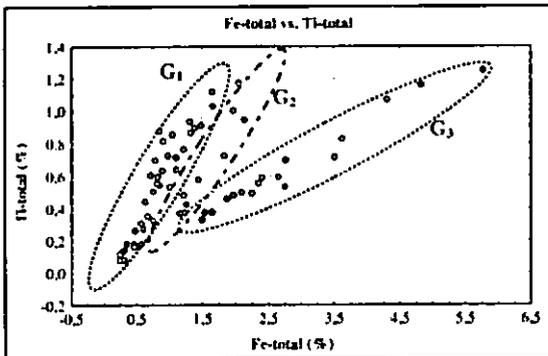


Figure 4 presents the total Ti- versus Fe-concentration. It allows to separate serif surfaces (G_1) from lacustrine sediments (G_3) and to distinguish an intermediary group (G_2). G_2 consists of gravelly soils onto which lacustrine sediments were deposited by wind.

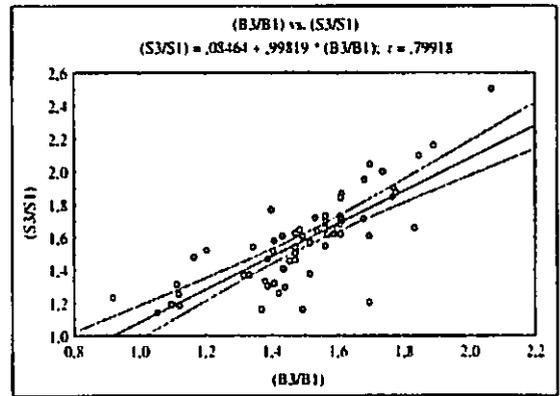
Fig. 4: Correlation between total Fe and Ti showing three groups of soil surfaces



Groups are specifically identified by means of the relative reflectance variation from 485 nm to 660 nm, respectively the S1/S3 for IRIS and B1/B3 ratio for Landsat TM7. The correlation between the ratio of S3/S1 and B3/B1 is presented in Fig 5. Low ratios ($\leq 1,6$ for S3/S1) and $\leq 1,8$ for B3/B1) correspond to G_3 . In contrast, G_1 is characterized by higher values. Therefore, the Landsat band ratio B3/B1 allows to classify a pixel into one of the groups. For the lacustrine sediments it is possible to estimate the total Fe concentration via band combination S5-S1, and B5-B1, respectively. For both spectrometers; there is a significant linear correlation with total Fe (IRIS; $r^2 = 0,94$, Landsat; TM7; $r^2 = 0,68$). The difference in accuracy between spectrometers is due to the fact, that TM 7 pixel

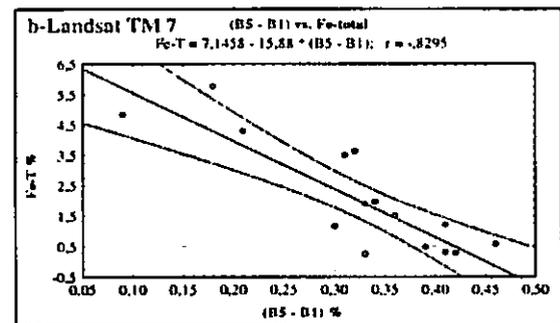
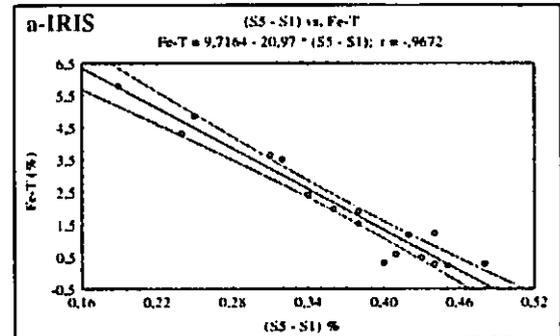
represent 900 m². In contrast IRIS measurements were recorded on a surface of 0.25 m².

Fig. 5: Correlation between IRIS and Landsat TM 7



Another shortcoming of the chosen approach is, that the skeleton was not considered during physical, chemical and mineralogical analysis.

Fig. 6: Correlation between total Fe and IRIS (a) and between total Fe and Landsat TM 7 (b) for the group G_3



IV-Conclusion and Outlook

The study shows that soil surfaces in the arid and semi arid regions can be characterized by means of remote sensing. The relation between total Fe and Ti allows separation of serif surfaces from lacustrine sediments, which can be identified from the Landsat TM7 images by using the ratio B3/B1. A high correlation exists between Fe-concentration of lacustrine sediments (G_3) and reflectance.

References

Tegen, I.; Fung, I.Y., 1995. Contribution to the atmospheric mineral aerosol load from land surface modifications. Journal of Geophysical Research 99, 22897-22914.

Eigenschaften und Ökologie typischer Böden im Ober-Eichsfeld (Thüringen)

Autoren: Mueller, K.; Böhme, K.; Rück, F.

Einleitung

Böden sind das Ergebnis vielfältiger Wirkungsfaktoren. In einem geologisch heterogenen Naturraum dominiert das Ausgangsmaterial die Genese und Ausprägung der anstehenden Böden. Ziel dieser Arbeit war es daher, verschiedene Ausgangsmaterialien auszugrenzen, die Ausprägungen und Merkmale der entstandenen Böden in einem begrenzten Bereich zu untersuchen und anhand dieser Untersuchungen einen für das jeweilige Ausgangsmaterial typischen Boden zu finden und mit Hilfe einer Profilsprache und anschließenden Laboruntersuchungen genauer zu charakterisieren.

Das ausgewählte Gebiet liegt im Ober-Eichsfeld im Naturpark „Eichsfeld-Hainich-Werratal“ südwestlich von Heiligenstadt in Thüringen. Geologisch ist das Ober-Eichsfeld der Trias zuzuordnen, wobei im Untersuchungsgebiet Ablagerungen des Muschelkalkes und des Buntsandsteins dominieren, Ablagerungen des Keupers kommen nur kleinflächig vor. Untersucht wurden landwirtschaftlich genutzte Flächen, die im Ober-Eichsfeld auf den Plateaus und weniger steilen Hängen vorherrschen. Buchen-Mischwälder als die potentielle natürliche Vegetation bedecken hauptsächlich die Hänge und Höhenzüge.

Geologie und Ausgangsmaterial der Bodenbildung

Die Böden können anhand des jeweiligen Ausgangsmaterials gruppiert werden. Es liegen Unterer und Oberer Buntsandstein, Unterer und Oberer Muschelkalk und Mittlerer Keuper als Ausgangsgesteine vor. Weiterhin kommen Überdeckungen der Trias-Gesteine durch Rutschungen, Fließerden und Kolluvien vor.

Im Bereich des Oberen Buntsandsteins stellen Fließerden vielfach das Ausgangsmaterial der Bodenbildung dar, wie in Abbildung 1 zu sehen ist. Nicht bei allen Profilen liegt das Ausgangsmaterial unverändert vor, daher sollen die Böden untergliedert werden in:

- Böden aus Buntsandstein
 - Profil 3 Pelosol
 - Profil 5 Braunerde
 - Profil 2 Pararendzina
 - (Profil 4 Kolluvisol-Gley)
- Böden aus Muschelkalk
 - Profil 1 Braunerde-Rendzina
 - Profil 8 Braunerde-Rendzina
 - Profil 2 Pararendzina
- Böden aus Keupermaterial
 - Profil 7 Kalkpelosol
 - (Profil 6 Kolluvisol-Braunerde)
- Böden aus Fließerden
 - Profil 2 Pararendzina
 - Profil 3 Pelosol
- Böden aus Kolluvien
 - Profil 4 Kolluvisol-Gley
 - Profil 6 Kolluvisol-Braunerde

Zur Verdeutlichung der Lage der einzelnen Böden im Untersuchungsgebiet ist in Abbildung 1 ein etwa drei Kilometer langer, idealisierter Schnitt von Nord-Osten nach Süd-Westen dargestellt. Er zeigt das Gebiet zwischen den „Dieteröder Klippen“ im Nord-Osten und dem „Johannisberg“ südlich von Schwobfeld im Süd-Westen sowie die Ausgangsmaterialien der Bodenbildung. Die vorherrschenden Bodentypen werden in ihrer Abhängigkeit von Ausgangsgestein und Relief dargestellt.

Die Böden und ihre Eigenschaften

Bedingt durch die unterschiedlichen Ausgangsgesteine haben sich Böden mit verschiedenen physikalischen und chemischen Eigenschaften entwickelt. Die Böden aus Kalkstein sind flachgründig, ton- und steinreich und weisen hohe Humusgehalte und eine hohe biologische Aktivität auf. Ihre pH-Werte liegen, wie in Tabelle 1 ersichtlich, um den Neutralpunkt. Ebenso tonreich sind die Böden aus Tonstein, jedoch sind sie tiefer verwittert

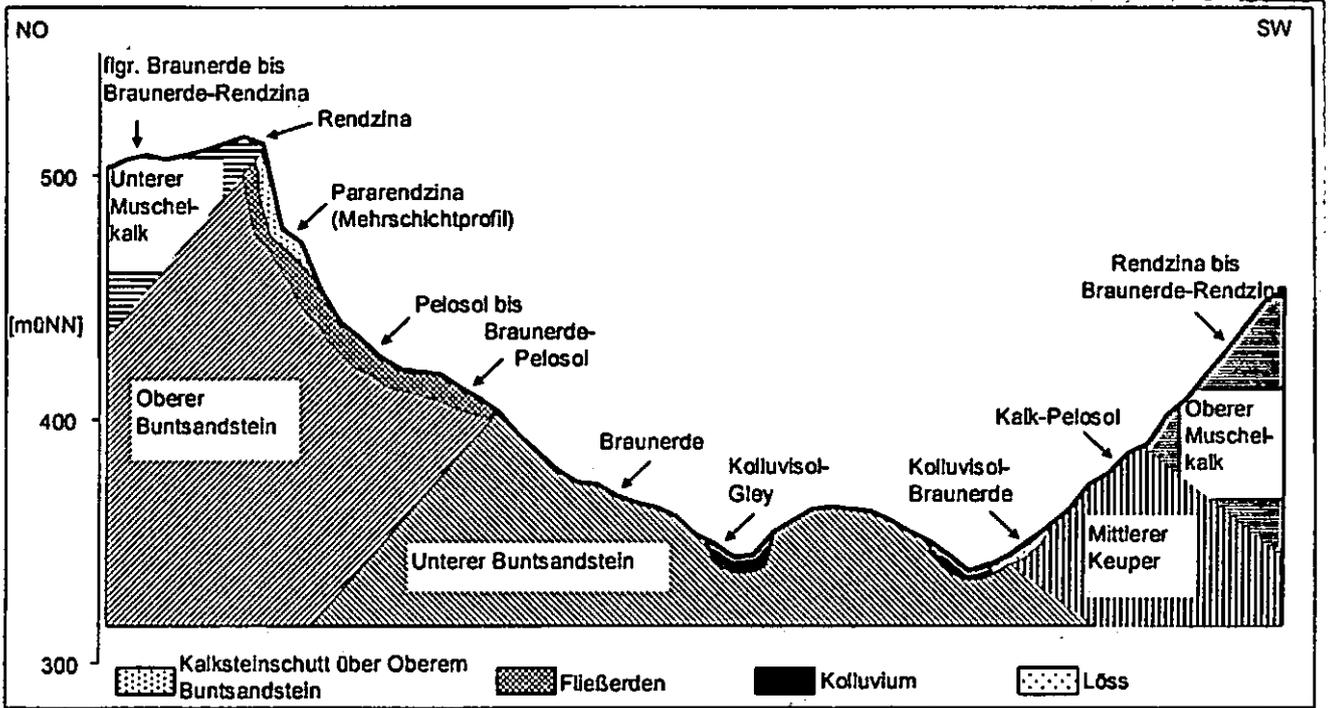


Abb. 1: Idealisierter Schnitt durch das Untersuchungsgebiet von den „Dieteröder Klippen“ im Nord-Osten zum „Johannisberg“ südlich von Schwobfeld im Süd-Westen (fünffach überhöht)

Tab. 1: Ausgangsmaterial und ausgewählte Eigenschaften der untersuchten Böden

Profilnummer und Bodentyp	Profil 1 Braunerde-Rendzina	Profil 2 Pararendzina	Profil 3 Pelosol	Profil 4 Kolluvisol-Gley	Profil 5 Braunerde	Profil 6 Kolluvisol-Braunerde	Profil 7 Kalk-Pelosol	Profil 8 Braunerde-Rendzina
Ausgangsmaterial	Unterer Muschelkalk	Kalksteinschotter über Oberem Buntsandstein	Fließerden des Oberen Buntsandsteins	Kolluvium über Unterem Buntsandstein	Unterer Buntsandstein	Kolluvium aus Löss über Mittlerem Keuper	Mittlerer Keuper	Oberer Muschelkalk
Bodenart	Ap1 Ap2 Bv+cCv Tu2 Ti	Ah Ah-eCv1 eCv2 IleCv3 Li3 Li2 Ls2	P-Ap IIP IIIP Li3 Li3 Li3	Ah M Go-M Go Gor S14 Slu Lu Uls Si2	Ap Bv Cv S14 S14 Ls2	Ap M-Bv Lu Tu4	Ap eP eP-eC Tu2 Tu2	Ah Bv+c Cv Tu2 Tu2
pH-Wert	Ap1 6,7 Ap2 6,9 Bv+cCv 7,1	Ah 7,3 Ah-eCv1 7,3 eCv2 7,4 IleCv3 7,4	P-Ap 7,3 IIP 7,2 IIIP 6,6	Ah 6,1 M 6,0 Go-M 5,0 Go 5,0 Gor 5,9	Ap 5,3 Bv 5,6 Cv 5,4	Ap 6,8 M-Bv 7,0	Ap 7,2 eP 7,4 eP-eC 7,4	Ah 6,9 Bv+c 7,3 Cv
Humusgehalt	Ap1 5,7 Ap2 5,1 Bv+cCv 2,9	Ah 5,2 Ah-eCv1 3,7 eCv2 1,0 IleCv3 0,6	P-Ap 4,0 IIP 1,3 IIIP 0,8	Ah 2,8 M 2,4 Go-M 2,5 Go 1,0 Gor 0,4	Ap 2,1 Bv 0,6 Cv 0,4	Ap 3,2 M-Bv 1,4	Ap 5,0 eP 0,9 eP-eC 1,1	Ah 10,4 Bv+c 2,4 Cv
nFK _{wa} ,mm	90	109	214	221	137	268	185	65

und weisen eine größere Mächtigkeit auf. Die Böden aus Sandstein sind im Vergleich zu den anderen Böden deutlich leichter und weniger humos, die pH-Werte liegen zwischen pH 5 und 6. Die aus verlagertem Material bestehenden Kolluvien besitzen, entsprechend ihren verschiedenen Ausgangsmaterialien, stark variierende Eigenschaften.

Neben den in der Tabelle aufgeführten Eigenschaften wurden weiterhin die Nährstoffgehalte der Böden untersucht, um so die Grunddaten für eine standortangepasste Bewirtschaftung der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Naturpark zu gewinnen.

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, für das jeweilige Ausgangsmaterial und die Höhenlage typische Böden im Ober-Eichsfeld zu ermitteln und hinsichtlich ihrer Eigenschaften und ihrer Ökologie zu untersuchen.

Das untersuchte Gebiet zeigt sich als heterogene Bodenlandschaft, die durch die verschiedenen Ausgangsgesteine, das wechselnde Relief und die Einwirkung des Menschen geprägt ist. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass sich für die jeweiligen Ausgangsmaterialien und Höhenlagen typische Böden entwickelt haben.

Feldaufnahme von Böden nach der russischen und deutschen Klassifikation. Probleme und Ergebnisse der Bodenverbreitung im Uvs-Nuur-Becken

Opp, Ch.* (Marburg) & Khakimov, V. I. (†)
(Pustshino)

Einleitung und Methoden

Im Rahmen großmaßstäbiger (kleinräumiger) Bodenaufnahmen und Kartierungen zur Bodenverbreitung in verschiedenen Gebieten Russlands und der Mongolei wurden mehrfach Erfahrungen gemacht, dass durch die Nutzung global ausgerichteter Bodenklassifikationen, z. B. FAO/WRB (DRIESEN & DUDAL 1991, SPAARGAREN 1994) aber auch die US-Soil Taxonomy (SOIL SURVEY STAFF 1998), das reale Vorkommen von Böden und die Gesetzmäßigkeiten der Bodenverbreitung nicht oder nur sehr ungenau, d.h. auf hohem Generalisierungsniveau, erfasst und wiedergegeben werden können. Ein generelles Problem der meisten internationalen Bodenklassifikationen, auch der russischen Bodenklassifikation (vgl. SCHISCHOW ET AL. 2004), besteht darin, dass sie keine Substratsystematik bzw. Systematik von Umlagerungsdecken, z.B. periglaziäre Lagen, einschließen. Eine hinreichende Kennzeichnung der Böden und ihrer Eigenschaften ist – das zeigen vieljährige Aufnahmen und Kartierungen in Mitteleuropa und im außereuropäischen Ausland – jedoch erst unter Einbeziehung einer Substratsystematik möglich.

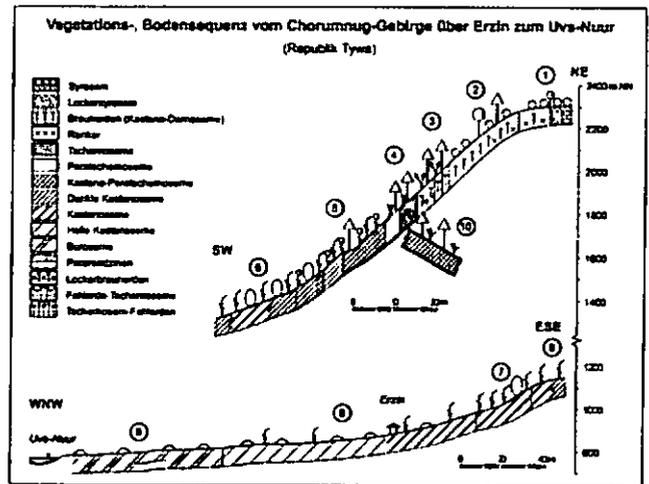
Im Rahmen eines DFG-geförderten Projekts zur Bodenverbreitung im Uvs-Nuur-Becken, das im Nordwesten der Mongolei und im Süden der zur Russischen Föderation gehörenden Autonomen Republik Tuwa liegt, erfolgten Bodenaufnahmen nach deutscher Bodenklassifikation (AG Boden 1994) bzw. AK Bodensystematik 1998), unter konsequenter Berücksichtigung der Substratkennzeichnung. Für im Untersuchungsgebiet verbreitete Böden, welche die deutsche Klassifikation nicht vorsieht, z. B. Kastanoseme und permafrostbeeinflusste Böden, wurden auf Klassen-, Bodentypen- und Subtypenniveau bodensystematische Bezeichnungen aus der russischen Klassifikation adaptiert. Dabei wurde weitgehend dem Klassifikationsvorschlag von HAASE (1983) gefolgt. Da im gleichen Untersuchungsgebiet unabhängig von den deutschen Projektarbeiten auch bodenkundliche Aufnahmen und Kartierungen russischer Bodenkundler stattfanden, bestand die Möglichkeit, die Ergebnisse beider Bodenaufnahmen miteinander abzugleichen.

Untersuchungsgebiet und Untersuchungsansatz

Das Uvs-Nuur-Becken stellt ein intramontanes, abflussloses Becken dar, an dessen tiefstem Punkt der größte Salzsee Innerasiens (Uvs-Nuur) liegt. Als

Untersuchungsgebiet zur Erforschung der Bodenverbreitungsgesetzmäßigkeiten ist dieses Gebiet besonders geeignet, weil vom Beckeninneren zu den Gebirgskämmen Halbwüsten, Trockensteppen, Steppen, Wiesensteppen, Waldsteppen, Taiga und Tundra sowie die vegetationsfreie Frostschuttzone und in einigen Gebirgen sogar Gletscher in einem Höhengradienten verbreitet sind. Neben dem hypsometrischen Wandel wurde die charakteristische Bodenverbreitung auch im Beckenzentrum, in Gradienten vom Uvs-See (zentral) bis zum östlichen Beckenrand (peripher), innerhalb jeder Höhenstufe mittels Catenen und an einigen Sonderstandorten, z. B. entlang eines Gradienten durch Salzsenken, - in unterschiedlich alten Dünengebieten, - an permafrostbeeinflussten Standorten, - in Flussauen, - im Uferbereich von Seen ermittelt. Eine Kennzeichnung der Vegetation aller untersuchten Standorte erfolgte bei HILBIG ET AL. (1999) sowie bei OPP & HILBIG (2003).

Ergebnisse



Am Beispiel des Chorumnug-(Taiga)-Gebirges wurde folgender *hypsometrischer Wandel* der Böden und Standortbedingungen festgestellt. Zwischen 2.400 und 2.250 m NN, im Bereich des (sub)alpinen Graslandes bzw. der Frostschuttstufe, kommen auf Flachgründigem Fließschutt-Lösssand über Phyllit- und Glimmerschieferverwitterungsschutt Syroseme und Lockersyroseme in Denudationsposition sowie Ranker und Humusbraunerden in Akkumulationsposition polygonaler Frostmuster vor. In der oberen Waldstufe (2.300-2.000 m NN) schließen sich auf Flachem schuttführendem Lehm und (Kryo-) Schluffschutt über silikatischem Verwitterungsschutt Braunerden (Kastano-Dernoseme), Ranker sowie Humus-Kryogleye an. Zwischen 2.100 und 1.900 m NN, in der mittleren Waldstufe, kommen auf Fließblöss über (Kryo-)Lössgrus plus Vulkanaschen über silikatischem Verwitterungsschutt Fahlerde-Tschernoseme und Lockerbraunerden vor. In der unteren Waldstufe (zwischen 1.900 und 1.750 m NN) sind auf Kolluviallöss und Fließblöss über silikatischem Verwitterungsschutt unter Wald (Para-)Tschernoseme und an gerodeten Standorten Tschernosem-Kolluvisole ver-

* opp@staff.uni-marburg.de

breitet. In dieser Höhenstufe treten die mächtigsten Humusbildungen auf (vgl. Opp & Haase 2001). Im Bereich der Wald- und Wiesensteppe (1.750 bis 1.450 m NN) ist das Vorkommen von Grauen und Braunen Paratschermosemen und Dunklen Kastanosemen an die Schichtkonstellation Schuttführender Schluff über Schuttführender Lehm über silikatischem Verwitterungsschutt gebunden. In der typischen Steppe, die durch Federgräser geprägt ist, kommen Dunkle (in Nordexposition) und Mittlere (in Südexposition) Kastanoseme über (Kolluvial-) und Schwemmlöss vor. Lockersyroseme und Ranker aus (Kryo-)Schluffgrus sind zwischen 1.200 und 1.000 m NN an Granitdurchragungen gebunden, während in der gleichen Höhe der Trockensteppe Kolluvisole aus Schwemmlöss in Hangdellen auftreten. Ebenfalls in der Trockensteppe, aber < 1.000 m NN, sind Helle sowie Mittlere Kastanoseme aus Fließsandlöss über Löss auf Pedimenten und Schwemmfächern verbreitet. Im Beckeninneren haben sich Pararendzinen und Helle Kastanoseme aus Deflations- und Schwemmlöss auf den distalen Pedimenten und Schwemmfächern entwickelt.

Die an Löss-Standorten dieses Höhengradienten durchgeführten Stechzylinderuntersuchungen ergaben eine charakteristische Sequenz der Zunahme der Lagerungs- bzw. Trockenrohdichten, sowohl im Oberboden (OB) als auch in zwei Tiefenstufen des Unterbodens (UB1+UB2) von der Waldsteppe (OB: 1,13 g/cm³, UB1: 1,31 g/cm³, UB2: 1,39 g/cm³) über die Steppe (OB: 1,42 g/cm³, UB1: 1,43 g/cm³, UB2: 1,50 g/cm³) zur Trockensteppe (OB: 1,48 g/cm³, UB1: 1,56 g/cm³, UB2: 1,62 g/cm³). Diese Abfolge ist weniger eine Folge des vorhandenen Beweidungseinflusses, sie geht vielmehr auf die kompaktierende Wirkung des Verdunstungssoges zurück. Unterschiede in der Bodenbildung *innerhalb einer Höhenstufe* sind fast ausschließlich durch den Wechsel und die Mächtigkeit der Substrate und diese durch Reliefprozesse zu erklären.

Das Vorkommen von Böden im Beckeninneren kann ebenfalls nicht mit einem gerichteten Gradienten beschrieben werden. Allerdings zeigen einige Bodenmerkmale markante *West- (zentral) Ost- (peripher) Gradienten*. Der Tongehalt nimmt sowohl in den Ober- als auch in den Unterböden substratbedingt von West (W) nach Ost (O) ab. Die C_{org}-gehalte der A-Horizonte sind an seenahen (W) Standorten wegen des Grundwassereinflusses höher; dagegen treten an den peripheren (O) Standorten die höheren C_{org}-gehalte in den B- und C-Horizonten auf, weil hier sicklerwasserbedingte Humusverlagerungen eine größere Rolle spielen. Die höchsten elektrischen Leitfähigkeiten und pH-Werte treten im W im Zusammenhang mit Versalzungen und im O mit Carbonatanreicherungen in Folge der Kastanosemierung auf. Außerdem kommen nicht höhenstufenabhängig Lockersyroseme auf jungen, Regosole auf mittleren und Helle Kastanoseme auf alten Dünenstränden vor, sowie

Solontschaks im oberflächennahen Einflussbereich von Grundwasser an see- und flussnahen Senkenstandorten. Ganz andere Bodenverbreitungsmuster findet man in den Flussauen des Uvs-Nuur-Beckens. Am Beispiel des Erzin-Flusses wurden unter Pappeln, Birken und Lärchen mit artenreicher Strauchschicht auf Schluff über mächtigem Fluvischluff Kalkpaternien und Gley-Kalkpaternien aufgenommen. Sanddorngebüsche stocken auf Regosolen über Fluvisand und Fluvigeröllsand. Auf selten überströmten Sand- und Geröllbänken beginnen sich Lockersyroseme zu entwickeln. Die Niederterassenhänge sind mit Fließsandlöss bedeckt, in dem sich Kastanoseme gebildet haben.

Eine noch engere Kopplung der Bodenverbreitung an die Vegetation wurde an bzw. in einer Lagune des Tere-Chol – der größte Süßwassersee im Uvs-Nuur-Becken – festgestellt. Unter Großröhrichten mit Phragmites und Typha und einem Myriophyllum spinatum-Bestand hat sich unter Wasser eine typische Gytja entwickelt. Im wenige Zentimeter tiefen mit Klein-Laichkräutern und einem Hippuris vulgaris-Bestand versehenen Flachwasserbereich schließt sich eine Protopedon-Gytja an, die uferwärts von Schlammfluren mit einem Protopedon abgelöst werden. Als erster echter terrestrischer Standort folgt ein Regosol aus Hang-Dünensand. In den anschließenden Dünenstränden haben sich Lockersyroseme und z.T. Kastanoseme entwickelt.

Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover: 392 S.
- AK Bodensystematik (Hrsg.) (1998): Systematik der Böden und bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilungen der DBG, Bd. 86: 180 S.
- DRIESEN, P.M. & R. DUDAL (1991): The major soils of the world. Wageningen, Leuven: 309 S.
- HAASE, G. (1983): Beiträge zur Bodengeographie der Mongolischen Volksrepublik. In: Studia Geographica 34, 231-367.
- HILBIG, W., BASTIAN, O., JÄGER, E.J. & CH. BUJAN-ORSCHICH (1999): Die Vegetation des Uvs-Nuur-Beckens (Uvs Aimak, Nordwest-Mongolei). In: Feddes Repert. 110: 569-625.
- OPP, CH. & D. HAASE (2001): Entwicklung und Degradation von Humusdecken unter kontinentalem Klima – Beispiele aus dem Uvs-Nuur-Becken (Mongolei/Tywa). In: Mitt. Deutsch. Bodenkundl. Gesellsch. 96, H2: 539-540.
- OPP, CH. & W. HILBIG (2003): Verbreitungsregeln von Böden und Pflanzengesellschaften im nördlichen Zentralasien unter besonderer Berücksichtigung des Uvs-Nuur-Beckens. In: Peterm. Geogr. Mitt. 147, 5: 16-23.
- SCHISCHOW, L.L., TONKONOGOW, W.D., LEBEDEWA, I.I. & M.I. GERASIMOWA (2004): Klassifikacija i diagnostika potschw Rossii. Smolensk: 342 S.
- SOIL SURVEY STAFF (1998): Keys to Soil Taxonomy. United States Department of Agriculture/Natural Resources Conservation Service, Washington.
- SPAARGAREN, O.C. (1994): World Reference Base for Soil Resources. Draft. Wageningen/Rome: 161 S.

Indikatoren der trockentropischen Bodenentwicklung auf Socotra (Jemen)

D. Pietsch, Ch. Opp

Einführung

Die Tropen gelten i.A. als Gebiete, die bereits über sehr lange Zeiträume der Substrataufbereitung und Bodenbildung ausgesetzt sind. Bei der Untersuchung der Substrate und Böden v.a. der Subtropen wird nur selten berücksichtigt, dass Substratschichtungen und Bodenhorizontierungen erheblichen Einflüssen unterliegen, die bspw. zum Abtrag und zur Überdeckung der Substrate und Böden und damit zur Unterbrechung der Bodenbildung führen. Am Beispiel der Insel Socotra (Jemen) werden trockentropische Bodenentwicklungen unter Berücksichtigung des oberflächen nahen Untergrundes vorgestellt.

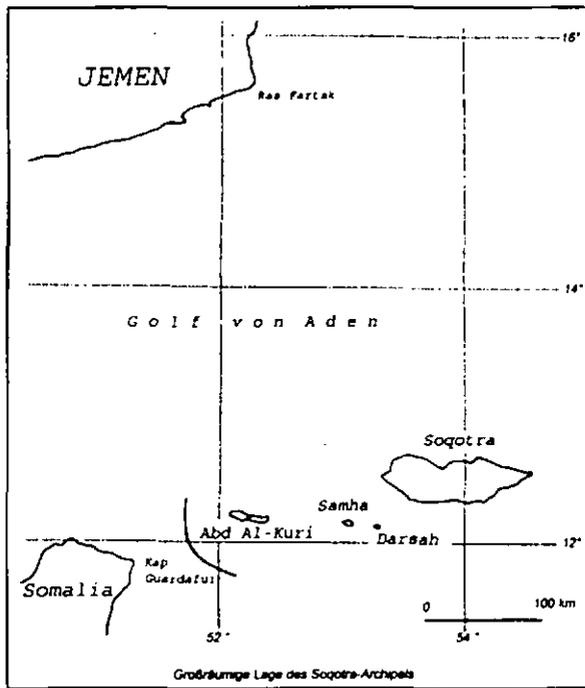


Abbildung 1: Lage Socotras, Kopp, H. (1999), In: Wranik, W. (Hrsg): Sokotra (= Jemen Studien 14).

Die Beziehungen zwischen Substrat- und Bodenbildung sowie Bodendegradation, erkennbar in schichtenkonformen und schichtenübergreifenden Horizontierungen, stehen im Mittelpunkt der Analyse. Natürliche Bodenentwicklungsbedingungen (monsunaler Einfluss, Neotektonik, Reliefformung, Vegetationsverbreitung) einerseits und quasinatürliche Degradationen andererseits werden in die Kennzeichnung der Substrate und Böden einbezogen. Die Ermittlung von Indikatoren der Bodenentwicklung ist Hauptziel dieser Analyse.

Fachbereich Geographie
Philipps Universität Marburg
Deutschhausstraße 10
35037 Marburg/Lahn
pietsch@staff.uni-marburg.de

Methoden

Substrate und Böden wurden im Gelände angesprochen sowie im Labor bodenphysikalisch und bodenchemisch untersucht. Ergänzend wurden Gesteinsdünnschliffe und XRD ausgewertet. Gestützt durch statistische Verfahren werden daraus Indikatoren abgeleitet. Indikatoren der Bodenentwicklung basieren auf der Generalisierung von Bodenparametern und -kennwerten.

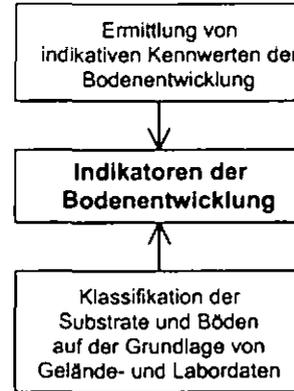


Abbildung 2: Herleitung für Indikatoren der Bodenentwicklung

Ergebnisse

Auf Socotra sind v.a. Calcisols, Cambisols, Regosols, Leptosols und Fluvisols verbreitet.

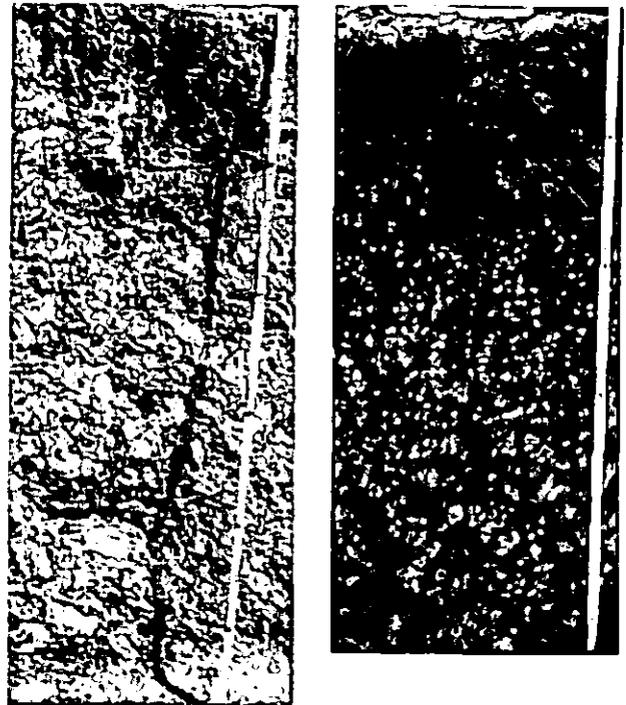


Abbildung 3: Cambic Calcisol und calcic Cambisol in Verebnungen eines intramontanen Beckens

Zur Unterscheidung der socotrinischen „cambic soils“ wurden indikative Bodenkennwerte wie bspw. das C_v/C_t- Verhältnis ermittelt („C“ bedeutet Bodenart Ton lt. WRB; „C_t“ bedeutet mineralischer Ton nach Abzug des CaCO₃-Anteils). Ist der Quotient C_v/C_t < 0,5, liegt ein cambic Calcisol, ist er > 0,5 ein calcic (oder calci-vertic) Cambisol vor. Dieser Quotient gilt für alle Bodenarten < VFS.

Calcisol	CaCO ₃ %	C %	C _i %	C _i /C-ratio
Hom6-1	58,61	15,50	6,42	0,41
Hom6-2	58,84	15,58	6,41	0,41
Hom6-3	48,37	7,85	3,86	0,49
Hom6-4	74,92	13,37	3,35	0,25
Cambisol				
Hom18-1	17,06	42,98	35,64	0,83
Hom18-2	36,31	43,03	27,41	0,64
Hom18-3	36,08	41,73	26,67	0,64
Hom18-4	27,18	45,83	33,38	0,73

Tabelle: C_i/C-Verhältnis von zwei „cambic soils“

Die Substratgliederung der zum großen Teil geschichteten Böden erfolgt ergänzend zur Bodenklassifizierung. Dabei sind neben der Kennzeichnung der Karbonatanreicherungen (diffus, konkretionär etc.) vor allem der Schichttyp von Bedeutung. Indikativ sind substratstratigraphische Abfolge, Anzahl der Substratschichten, Substratzusammensetzung, Umlagerungstyp und Textur.

Für Aussagen zur Verbreitung bestimmter Bodenentwicklungen können die Schichttypen sowohl Reliefpositionen, als auch den Becken-, Küsten- und Tallandschaften zugeordnet werden.

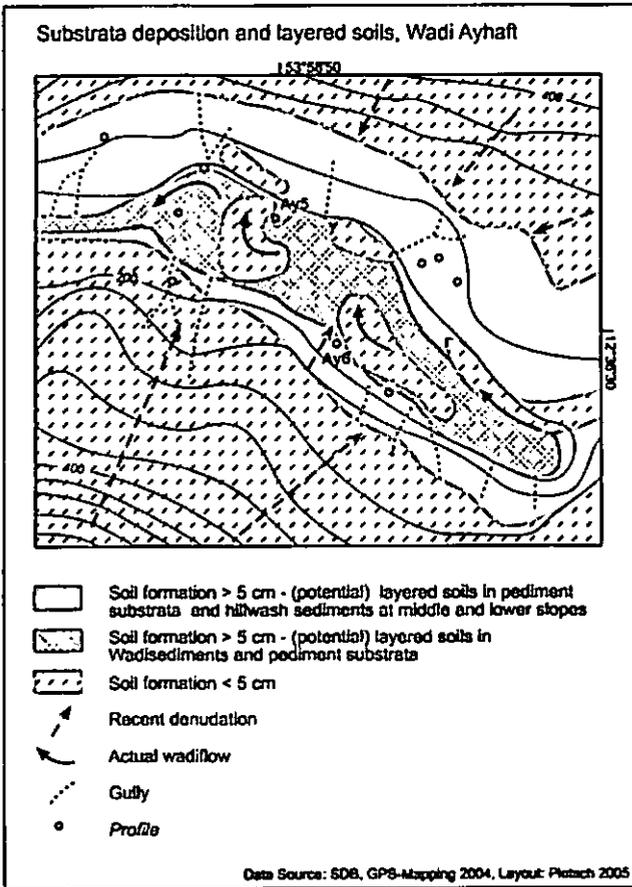


Abbildung 4: Substratdepositionen und geschichtete Böden im Wadi Ayhaft

Der Standort Ay 5 weist im Gelände eine fluviatile Umlagerungsdecke mit eingebettetem gekapptem Regosol aus Hangschutt im Übergangsbereich Pediment/Waditerrasse auf, als Folge klimatisch bedingten Wechsels von fluvialem und denudativem Abtrag sowie Überdeckung der Substrate und Böden. Der Standort Ay 6 hingegen ist durch eine Cambisol-

Abfolge in einer dreigliedrigen denudativen Umlagerungsdecke am Unterhang charakterisiert.

Im Wadi Ayhaft treten aufgrund der hohen Reliefenergie v.a. denudative Mehrschichttypen mit schichtenkonformen Cambisol-Abfolgen in Erscheinung.

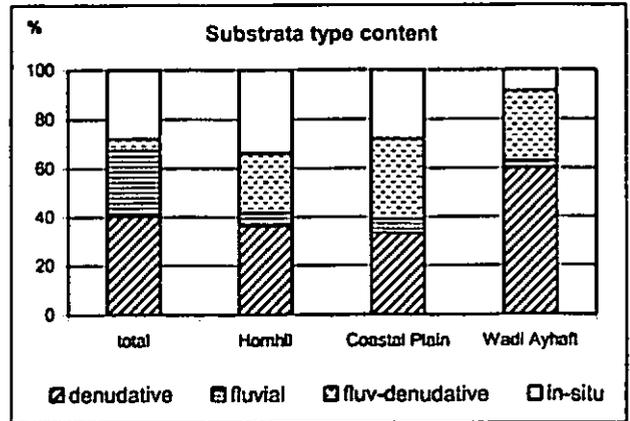


Abbildung 5: Umlagerungstypen der Substrate und deren Verbreitung in den Untersuchungsgebieten

In den Verebnungen der Beckenlandschaften sind hauptsächlich Ein- und Zweischichttypen mit schichtenübergreifender Sekundärkarbonatisierung verbreitet.

Fazit

Im Vergleich der Untersuchungsgebiete sind sekundäre Bodenbildungen wie Salzanreicherungen als Ergebnis rezenter Bodenentwicklung von schichtenangepasster Verbraunung in denudativen Umlagerungsdecken zu unterscheiden. Letztere zeugt von primärer, subrezenter Bodenbildung.

Über die standortbezogene Kennzeichnung der Böden hinaus können mittels bodenchemischer und bodenphysikalischer Indikatoren wie z.B. Textur, Kalkanreicherung, Mineralgehalt, Fe/Fe_o-Verhältnis oder Schichtenanzahl Bodenentwicklungen für Aussagen über Substrat- und Bodenheterogenität in differenten Naturräumen verwendet werden.

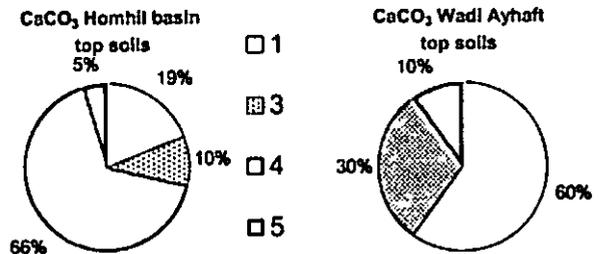


Abbildung 6: Calciumkarbonatgehaltsstufen der Oberböden (1-kalkfrei; 5-„hypercalcic“, WRB)

Auf vegetationsbedeckten Hängen, hauptsächlich der tief eingeschnittenen Täler, ist die gehemmte ascendente Wasserbewegung Grund für kalkarme Oberböden, die eher in den vegetationsfreien Verebnungen der Beckenlandschaften mit hoher Evapotranspiration verbreitet sind.

¹⁴C-Datierung an Dünnschichten pedogener Karbonate aus archäologischen Fundstellen

Konstantin Pustovoytov

Pedogene Karbonate stellen ein weit verbreitetes Phänomen in Böden arider und semiarider Gebiete dar. Für ihre Absolutaltersbestimmung besteht Interesse seitens einer ganzen Reihe geowissenschaftlicher Forschungsrichtungen (Kohlenstoffkreislauf, Rekonstruktion der Paläoumweltbedingungen, Geomorphologie u.a.). Aus der Literatur sind nur wenige Studien bekannt, die die Anwendbarkeit der radiometrischen Methoden – vor allem ¹⁴C (Williams und Polach, 1971; Chen und Polach, 1986; Wang et al., 1996) und Th/U (Ku et al. 1979; Sharp et al., 2003) – auf bodenbürtige Karbonate systematisch getestet haben. Obwohl die Ergebnisse solcher Untersuchungen die Möglichkeit einer direkten Datierung von Sekundärkarbonaten in Böden nicht ausschließen, sind die Angaben zum Teil widersprüchlich und bieten keine endgültige Lösung des Problems. Im Falle der ¹⁴C-Datierung gibt es dafür mindestens zwei Gründe. (1) Als Kontrolle für gemessene Daten an pedogenen Karbonaten wurden geologische bzw. geomorphologische Altersschätzungen genutzt, die eine relativ niedrige chronologische Auflösung besitzen. (2) Datierung wurde meistens an dem gesamten Material der Sekundärkarbonate durchgeführt (und mußte zwangsläufig die Unregelmäßigkeiten der Karbonatakkumulation im Laufe der Bodenbildung als Störfaktor mit einschließen).

Diese Arbeit verfolgte das Ziel, die auf den zwei genannten Quellen ruhende Unbestimmtheit zu reduzieren. Es wurde eine Radiokohlenstoffdatierung von Dünnschichten pedogener Karbonate aus archäologischen Fundstellen vorgenommen. In zwei Gebieten Eurasiens – der Südosttürkei und Südsibirien – wurden sekundäre Kalküberzüge an Steinen aus den Bk-Horizonten der Böden an der Oberfläche von vier Fundstellen zwischen ca. 11500 und 1100 Jahre BP gesammelt. Alle Fundplätze weisen Steinkonstruktionen (monumentale Anlagen und Bestattungen) auf, die zu einem bekannten bzw. mit hoher Wahrscheinlichkeit angenommenen Zeitpunkt in der Vergangenheit zugeschüttet worden waren. Gestörte oder erodierte Kontexte wurden dabei nicht in Betracht gezogen. Die Mächtigkeit der

Kalküberzüge nahm mit abnehmendem Alter der Fundstellen kontinuierlich ab von ca. 5 auf 0,2 mm ab. Bei jeder Probe wurde die älteste (innere) ca. 0,25 mm dicke Karbonatschicht erbohrt und mit der ¹⁴C-Methode (AMS) datiert (mit Ausnahme der jüngsten 2 Proben, bei denen das ganze Material beprobt wurde). Die Messergebnisse (12 ¹⁴C-Daten) zeigen eine hohe Korrelation zwischen den kalibrierten ¹⁴C Altern von den ältesten Schichten von pedogenem Karbonat und den Absolutaltern der Fundstellen, wobei die datierten Karbonatschichten systematisch jüngere Radiokohlenstoffalter aufweisen (400-1000 Jahre jünger als die Fundstellen) (Abb. 1). Es zeigten sich keine Einflüsse vom Ausgangsgestein (Kalkstein, Basalt oder Sandstein) und von klimatischen Bedingungen (ein warmes, semiarides mediterranes Klima in der Südosttürkei bzw. ein semihumides, kühles Kontinentalklima Südsibiriens). Diese Resultate sind am besten durch den Einbau von ¹⁴C in pedogene Karbonate Bildung im isotopischen Gleichgewicht mit dem CO₂ der Bodenluft zu erklären (ähnlich wie bei den stabilen Kohlenstoffisotopen (Cerling, 1984)). Die systematische Differenz in den gemessenen ¹⁴C Altern von den inneren Kalkschichten von Überzügen und den Altern von Fundstellen geht vermutlich auf zwei Faktoren zurück: (1) der Beginn der Sekundärkarbonatbildung soll zeitlich etwas später als die Zuschüttung der Steinanlage, bzw. die Stabilisierung der Landoberfläche liegen und (2) die beprobte Dünnschicht hat sich offensichtlich innerhalb einiger Jahrhunderte gebildet. Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass pedogene Karbonate – zumindest in Form der Kalküberzüge an Steinen – höchstwahrscheinlich viel genauer datiert werden können als bisher angenommen.

Danksagung:

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft und von dem Deutschen Archäologischen Institut unterstützt. Aufrichtiger Dank gebührt K.Stahr, K.Schmidt, H.Parzinger und A.Nagler

Literatur

- Cerling, T. 1984. The stable isotopic composition of modern soil carbonate and its relation to climate. *Earth and Planetary Letters*. . 71. 229-240.
- Chen, Y., Polach, H.A. 1986. Validity of ¹⁴C ages of carbonate in sediments. *Radiocarbon*. 28(2A). 464-472.

Görsdorf, J., Parzinger, H., Nagler, A. 2001. New radiocarbon dates of the North Asian steppe zone and its consequences for the chronology. *Radiocarbon*. 43 (2B). 1115-1120.

Ku, T.L., Bull, W.B., Freeman, S.T., Knauss, K.G. 1979. Th²³⁰-U²³⁴ dating of pedogenic carbonates in gravelly desert soils of Vidal Valley, southeastern California. *Geol. Soc. Am. Bull.* 90. 1063-1073.

Leontjev, N., Parzinger, H., Nagler, A. 1996. Die russisch-deutschen Ausgrabungen beim Berg Suchanicha am mittleren Enisej. Vorbericht der Kampagne 1995. *Eurasia Antiqua*. 2. 175 ff.

Sharp, W.D., Ludwig, K.R., Chadwick, O.A., Amundson, R., Glaser, L.L. 2003. Dating fluvial terraces by ²³⁰Th/U on pedogenic carbonate, Wind River Basin, Wyoming. *Quaternary Research*. 59. 139-150.

Schmidt, K. 2001. Göbekli Tepe, Southeastern Turkey. A preliminary report on the 1995-1999 excavations. *Paléorient*. 26/1. 45-54.

Vadeckaja, E.B. 1986. Archeologicheskie pamjatniki v stepjach Srednego Eniseja. Leningrad.

Wang, Y., McDonald, E., Amundson, R., McFadden, L., Chadwick, O. 1996. An isotopic study of soils in

chronological sequences of alluvial deposits, Providence Mountains, California. *Geological Society of America Bulletin*. 108. 379-391.

Williams, G.E. und Polach, H.A. 1971. Radiocarbon dating of arid-zone calcareous paleosols. *Geological Society of America Bulletin*. 82. 3069-3086.

Zaitseva, G.I., Chugunov, K.V., Dergachev, V.A., Nagler, A., Parzinger, H., Scott, E.M., Sementsov, A.A., Vasiliev, S., van Geel, B., van der Plicht, J., Lebedeva, L.M. 2004. Chronological studies of the Arzhan-2 scythian monument in Tuva (Russia). *Radiocarbon*. 46 (1). 277-284.

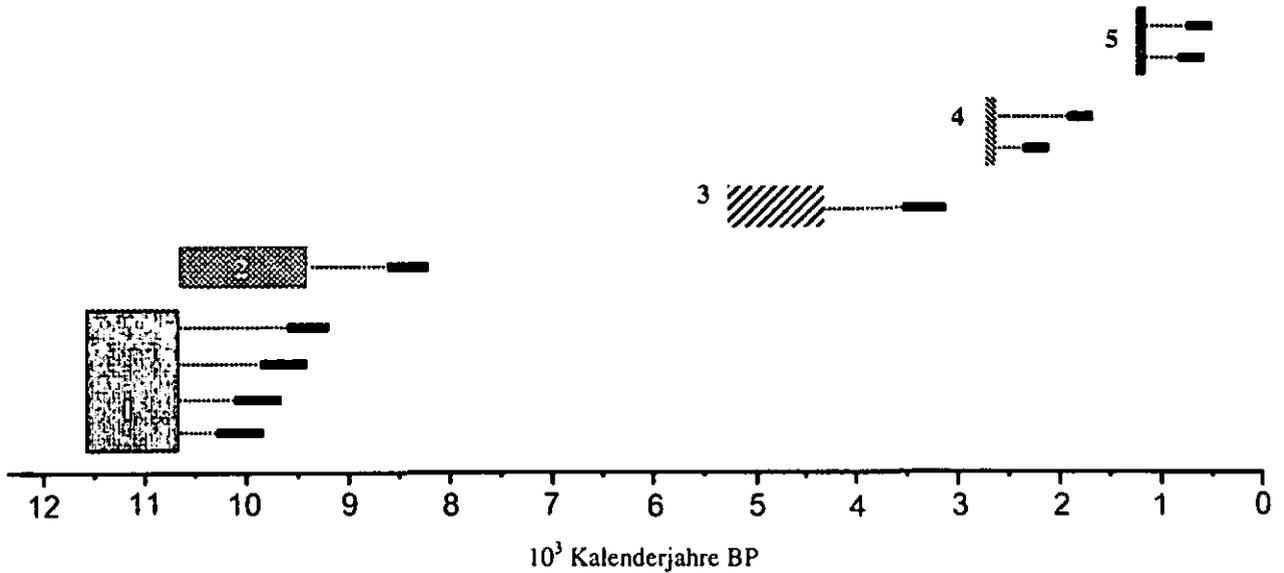


Abbildung 1. Vergleich der gemessenen ¹⁴C-Alter ältester Mikroschichten pedogener Kalküberzüge an Steinen mit den Altersbereichen archäologischer Fundstellen: 1 – Göbekli Tepe, Südosttürkei (PPNA-Periode)(Schmidt, 2001); 2 – Göbekli Tepe, Südosttürkei (PPNB-Periode)(Schmidt, 2001); 3 – Suchanicha, Südsibirien (Afnasjevo-Kultur)(Görsdorf et al., 2001); 4 – Arzhan-2, Südsibirien (Tagar-Kultur) (Zaitseva et al., 2004); 5 – Bratskiy Most, Südsibirien (Tschaadas-Kultur) (Vadetskaya, 1986)

Vergesellschaftung von Böden und ihrer Substrate im Stormarner Jungmoränengebiet in Schleswig-Holstein

F.-H. Richter, H. Fleige, R. Horn, H.-P. Blume

Einleitung

Als Ergebnis einer intensiven Bodeninventur wurde die Bodenvergesellschaftung einer Jungmoränenlandschaft Schleswig-Holsteins (Stormarner Moränengebiet, Brandenburger Stadium) analysiert. Die Klassifizierung der Bodengesellschaften wurde dem Niveau des Bodengesellschafts(sub)typs unter Berücksichtigung des Bodensubtyps und des Substratyps vorgenommen.

Mit der Anwendung der Boden- und Substratsystematik (vergl. AG Boden 2005, Schmidt 1997, 1999, Wittmann 1998, Altermann und Kühn 1998) sowie der in den Statuspapieren des Arbeitskreises für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft beschriebenen Systematisierungsregeln und -vorschläge zur Vergesellschaftung von Böden (AK Bodensystematik 2004) erfolgt eine Analyse der Bodenvergesellschaftung für verschiedene geomorphe Einheiten einer älteren nordwestdeutschen Jungmoränenlandschaft.

Ergebnisse

Geomorphe Einheiten

Mittels Analyse von Relief und Geologie wurden fünf geomorphe Einheiten ausgegrenzt: Grundmoränenplatte mit Söllen (I), Glazifluviales Beckens mit Moränenrand (II), Endmoränenzug mit Flachhängen (III), Moränen-Steilhänge an einem Tunneltalrand (IV) und Durchbruchstal mit Endmoränen-Steilhänge (V) und nach ihrem Gefügestil (Hang-, Platten-, Senkengefüge) klassifiziert.

(Abb. 1)

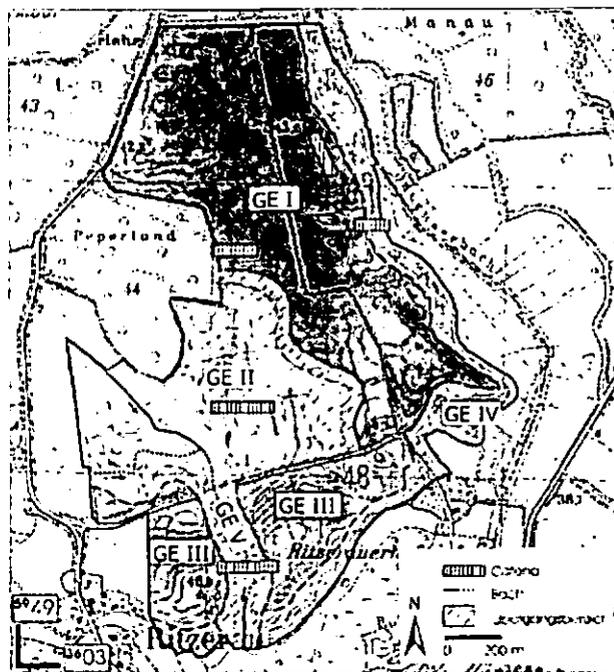


Abb. 1: Lage der geomorphen Einheiten (GE) Grundmoränenplatte mit Söllen (I), Glazifluviales Beckens mit Moränenrand (II), Endmoränenzug mit Flachhängen (III), Moränen-Steilhänge an einem Tunneltalrand (IV) und Durchbruchstal mit Endmoränen-Steilhänge (V) des Untersuchungsgebietes im Stormarner Jungmoränengebiet

Bodenvergesellschaftung

Im Untersuchungsgebiet mit intensiver ackerbaulicher Nutzung ist die regelhafte Abfolge von Erosions- und Akkumulationsböden in Gefällerrichtung mit einseitig gerichteten Kopplungsprozessen (Hanggefüge) typisch, wobei aufgrund des hoch anstehenden Grundwassers und den damit verbundenen Redoxprozessen häufig eine wechselseitige Kopplung auftritt (Hang-Senkengefüge). Als Bodengesellschaftstyp dominiert die erodierte (Norm-, Pseudogley-)Parabraunerde / (Norm-, Gley-)Kolluvisol - Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand bzw. -mergel (in Abhängigkeit vom Erosionsgrad der Böden) und (kolluvialen) Hangsand.

In Tiefenbereichen mit hohen Grundwasserständen verschieben sich die Anteile der diagnostischen (Senken-)Böden der Bodengesellschaften zugunsten der Gley-Kolluvisole und Kolluvisol-Gleye. Als durch Stoffeinträge betroffene Endglieder der Bodengesellschaften sind für das Untersuchungsgebiet des weiteren (Kalk-)Gleye, (Norm-, Kalk)Niedermoore und subhydrische Böden charakteristisch. Moore sind wahrscheinlich durch Mühlenstau verursacht worden.

Die Moränensteilhänge des Tunnel- und Durchbruchstals weisen stellenweise bereits (Norm-,

Pseudogley-)Pararendzinen auf, was auf ein hohes Erosionspotential schließen lässt.

Innerhalb der Grundmoränenplatte hat durch Bodenerosion (historisch bzw. durch Pflugtätigkeit), belegt durch den hohen Flächenanteil der Kolluvisole in ehemaligen Senken, ein Reliefausgleich stattgefunden. Da rezent laterale Feststofftransporte mit Ausnahme der flächen-

haft weniger bedeutenden allerdings für die Grundmoränenplatte charakteristischen tiefgründigen Sölle weitgehend unterbunden sind, hat eine Modifizierung des ehemaligen Hanggefüges zu einem Plattengefüge stattgefunden. Tab. 1 zeigt die verschiedenen Bodengesellschafts(sub)typen für die ausgewiesenen geomorphen Einheiten. Der Gefügestil wurde jeweils bestimmt.

	Geomorphe Einheit		Gefügestil	Bodengesellschafts(sub)typ
GE I	Grundmoränenplatte mit Söllen	A)	Plattengefüge (ehem. Hanggefüge)	LLn / YKn Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand und Hangsand
		B)	Hanggefüge (Sölle)	LLn / GG-YK / HNn / JG Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand, Hangsand, Niedermoortorf und Mineralmudde
GE II	Glazifluviatiles Becken mit Moränenrand	A)	Hanggefüge	SS-LL / YK-GG / GGc Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand, Hangsand und Beckenablagerungen
		B)	Senkengefüge	JP / GA / HNc Bodengesellschaft aus Mineralmudde, Auenablagerungen und Niedermoortorf
GE III	Endmoränenzug mit Flachhängen		Hanggefüge	SS-LL / YKn Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand / -lehm und Hangsand
GE IV	Moränen-Steilhänge an einem Tunneltalrand	A)	Hanggefüge	SS-LL / YKn / GG-YK Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand / -lehm und Hangsand
		B)	Hang - Senkengefüge	RZn / SS-LL / YKn Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand / -mergel und Hangsand
GE V	Durchbruchstal mit Endmoränen-Steilhängen	A)	Hang - Senkengefüge	LLn / YK-GA / JP Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand / -lehm, Hangsand und Mineralmudde
		B)	Hang - Senkengefüge	RZn / LLn / GA-YK / JP / HN Bodengesellschaft aus Geschiebedecksand / -mergel, Hangsand und Mineralmudde

Tab. 1 Geomorphe Einheiten, Gefügestile und ihre Bodenvergesellschaftungs(sub)typen der untersuchten Jungmoränenlandschaft

Fazit

Als Ausgangsgesteine der Bodenbildung überwiegen im Untersuchungsgebiet die für ältere Jungmoränengebiete typischen Geschiebedecksande. Als Gefügetyp dominiert rezent das Hang- bzw. Hang-Senkengefüge, da in Tiefenbereichen aufgrund des hoch anstehenden Grundwassers bzw. in Überflutungsbereichen nicht nur eine einseitige, sondern häufig eine wechselseitige Kopplung im Bereich der Auftragsböden erfolgt. Bei abgeschlossenem Reliefausgleich (vgl. geomorphe Einheit I) sind laterale Stofftransporte weitgehend unterbunden, so dass das ursprüngliche Hanggefüge in ein Plattengefüge transformiert wurde. Geomorphe Einheiten und Gefügestile zeigen die Beziehung zwischen Bodeneinheiten und erlauben mit dem System den Kenn- und

Differenzialbodenformen bzw. diagnostischen Böden eine genaue Landschaftsbeschreibung.

Literatur

AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA5). 5. verb. u. erw. Aufl., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, p. 438.
 AK Bodensystematik (2004): Statuspapier zum Bearbeitungsstand der Bodengesellschaftssystematik. Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. 103: 3 - 16.
 Schmidt, R. (1997): Grundsätze der Bodenvergesellschaftung, Kap. 3.4.1 in Blume et al. (1996 ff).
 Altermann, M.; Kühn, D. [Federführung] (1999): Systematik der bodenbildenden Substrate. Kap. 3.2.8 in Blume et al. (1996 ff)
 Schmidt, R. (1999): Klassifikation von Bodenvergesellschaften. Kap. 3.4.3 in Blume et al. (1996 ff).
 Wittmann, O. [Federführung] (1998): Systematik der Böden. -Mitt. Dt. Bodenk. Gesell. 86: 1 - 133

Aggregation von Auenbodenformen als Instrument zur Prognose von Nähr- und Schadstoffgehalten

Jörg Rinklebe und Heinz-Ulrich Neue

In Auenböden der Elbe werden häufig die im Bundesbodenschutzgesetz BBodSchG (1998) bzw. seiner Verordnung BBodSchV (1998) angegebenen Vorsorge- und Maßnahmewerte für Arsen und Schwermetalle überschritten. Es besteht der Verdacht des Vorliegens einer schädlichen Bodenveränderung in den überschwemmten Flußauen. Detailuntersuchungen sind nötig. Die Schadstoffverteilung in Auenböden ist flächendeckend und großmaßstäbig nicht bekannt, jedoch Voraussetzung für eine justiziable Gefahrenabschätzung nach BBodSchV (1999). Das Ziel ist es, Nähr- und Schadstoffgehalte aus Auenbodenformen abzuleiten.

Die drei untersuchten Gebiete befinden sich im rezenten Überschwemmungsgebiet der Elbe und stehen unter Grünlandnutzung. (Stromkilometer 283 bis 286; 241 bis 244 und 417 bis 418. (Standorte u. Methoden: s. RINKLEBE, 2004).

Höhergelegene Elbterrassen werden von einer nahezu flächenhaften Auenlehmdecke überzogen. Hier dominieren Vegen aus Auenlehmen (RINKLEBE, 2004). Diese Böden sind bei Schneeschmelze im Frühjahr, i.d.R. für ca. 1 Monat im Jahr überflutet. An der Mittleren Elbe weisen Vegen aus Auenlehmen im Vergleich zu anderen Bodenformen tendenziell geringere Arsen- und Schwermetallgehalte auf (Abb. 1).

Gleye aus Auenschluffen und -tonen sind charakteristische Böden der tiefliegenden Hohlformen (Flutrinnen, Senken und wannenartige Vertiefungen). Sie sind i.d.R. für ca. 6 Monate im Jahr überstaut. Sie zeigen häufig höhere Arsen- und Schwermetallgehalte als Vegen aus Auenlehmen, aber geringere als Tschernitzen aus Auenschluffen (Abb.1).

Tschernitzen aus Auenlehmen und -schluffen (schwarzerdeähnliche Auenböden) sind auf unteren, flussnahen nieder gelegenen Terrassen weit verbreitet und werden meist kurzzeitig aber regelmäßig im Frühjahr - mit Wasserschwanungen bis zu 7 m - überflutet. Im Median zeigen Tschernitzen aus Auenschluffen die höchsten Hg-Gehalte (Abb. 1) (RINKLEBE, 2004; Devai et al., 2005).

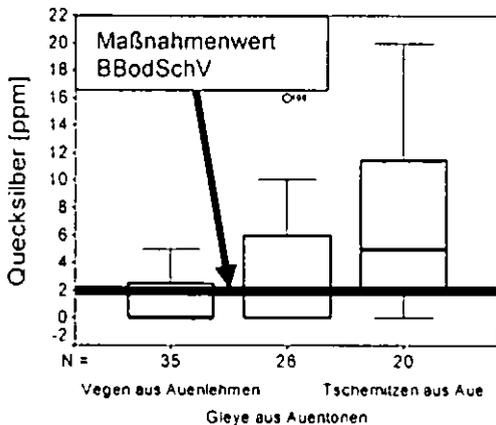


Abb. 1: Quecksilberkonzentrationen sowie deren Variabilität (Minima, Maxima, Extrema, Quantile, Mediane) differenziert nach Auenbodenformen aus drei Gebieten

Die untersuchten Auenböden lassen sich hinsichtlich ihrer Nähr- und Schadstoffkonzentrationen wie folgt reihen:

AB: fo-I ≤ GG: fo-ut ≤ AT: fo-I

Tab. 1 (folgende Seite) zeigt die durch die flächendeckenden bodenkundlichen Kartierungen ausgewiesenen (RINKLEBE, 2004) und nach Ad-HOC AG BODEN (2005) klassifizierten Auenbodenformen einschließlich ihrer boden- und substrattypologischen Ansprachen. Insgesamt wurden dreizehn Auenbodenformen ausgewiesen. In der ersten Stufe wurden diese zu sieben und in der zweiten Stufe zu drei Auenbodenformen aggregiert.

Die Aggregation von Auenbodenformen (Tab. 1) ermöglicht eine vereinfachte und praktikable Übertragbarkeit von Auenbodeneigenschaften mit relativ geringem Informationsverlust. Auenböden mit erhöhten Nährstoff- und Schwermetallgehalten sind an der Mittleren Elbe räumlich determinier- und abgrenzbar. Die Böden der nieder gelegenen Terrassen (Tschernitzen aus Auenschluffen) sowie die Böden tiefliegender Hohlformen (Gleye aus Auentonen und -schluffen) weisen aufgrund hoher Humusgehalte und feinkörniger Substrate infolge Sedimentation durch häufige oder lange Überflutungszeiten bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten i. d. R. die höchsten Nährstoff- und Schwermetallgehalte auf (Abb. 1). Nährstoff- und Schwermetallgehalte können bei Kenntnis der Verbreitung von Auenbodenformen prognostiziert werden.

Auf Tschernitzen aus Auenschluffen und Gleyen aus Auenschlufftonen ist eine Beweidung oder Mahd aufgrund erhöhter Arsen- und Schwermetallgehalte präventiv nicht zu empfehlen, denn eine Gefährdung für Grundwasser und Nutzpflanzen ist potentiell vorhanden. Eine Überführung dieser Standorte in andere Nutzungsformen (z. B. Wald, naturnahe Biotope) sollte geprüft werden.

Zur Prognose von Schwermetallkonzentrationen in Auenböden könnte hilfsweise, bis zum Vorliegen detaillierter Bodenkarten, der enge Zusammenhang zwischen Geländehöhe und Bodenform (Stoffkonzentration) genutzt werden. Hierfür sind genaue (z. B. auf der Basis von Scanner- oder Foto-Befliegungen erstellte) topographische Karten notwendig. Diese sind schneller, einfacher und kostengünstiger als Bodenformenkarten zu erstellen. Mittel- bis langfristig wird eine flächendeckende und großmaßstäbige bodenkundliche Erkundung der Auenökosysteme der Bundesrepublik Deutschland und darüber hinaus für unbedingt notwendig erachtet.

Literatur

Ad-hoc AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. 5. Aufl. Hrsg. BA für Geow. u. Rohst. u. Staatl. GD d BR Dt. Schweizerbart. Vlg. Stuttgart.

BBodSchG-Bundes-Bodenschutzgesetz (1998): In: Holzwarth et al. BBodSchV-Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (1999): In: Holzwarth, F.; Radtke, H.; Hilger, B.; Bachmann, G. (2000) Bundes-Bodenschutzgesetz/ Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung. Handkommentar. 2. Aufl., Bodenschutz und Altlasten. 5. Erich Vlg.

Devai, I.; Patrick, W. H., Jr.; Neue, H.-U.; DeLaune, R. D.; Kongchum, M.; Rinklebe, J. (2005): Methyl Mercury and Heavy Metal Content in Soils of Rivers Saale and Elbe (Germany). Analytical Letters. 38/6. 1037-1048.

Rinklebe, J. (2004): Differenzierung von Auenböden der Mittleren Elbe und Quantifizierung des Einflusses von deren Bodenkennwerten auf die mikrobielle Biomasse und die Bodenenzymaktivitäten von β -Glucosidase, Protease und alkalischer Phosphatase. Dissertation. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, 113 S. u. Anhang.

Danksagung

Dieses Forschungsprojekt wurde vom Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Bundeslandes Sachsen-Anhalt finanziell gefördert und vom Landesamt für Umweltschutz (LAU) verwaltet. (FKZ: 76213/ 08/ 01).

- Fortsetzung folgende Seite. -

Tabelle 1: Aggregation von Auenbodenformen

Ursprüngliche Bodenform KA 5	Symbol KA 5
Vega aus Auentonschluff über (tiefem) Auensand	AB: fo-tu//fo-s
Vega aus Auennormallehm über (tiefem) kiesführendem Auensand	AB: fo-l//fo-(k)s
Vega aus Auensandlehm	AB: fo-sl
Vega aus Auenlehmsand/-sandlehm über (tiefem)	AB: fo-ls//fo-ss
Paternia aus Auensand	AQ: fo-s
Gley-Vega aus Auenlehm	GG-AB: fo-l
Vega-Gley aus Auenlehm über (tiefem) Auensand	AB-GG: fo-l//fo-s
Pelosol-Gley aus Auenton	DD-GG: fo-ut
Auengley aus Auenschluffton über Auensand	GGa: fo-ut//fo-s
Auengley aus Auentonschluff/Auenlehm über (tiefem) Auensand	GGa: fo-tu//fo-s
Auengley aus flachem Auenlehm über Auensand über Auentonschluff	GGa: fo-l/ fo-s/ fo-tu
Auengley aus Auensand über (tiefem) Auenschluffton	GGa: fo-s//fo-ut
Tschernitza aus Auenschluff/-lehm über (tiefem) Auensand	AT: fo-ul//fo-s

Aggregation 1	Symb. KA 5
Vegen aus Auenlehmen	AB: fo-l
Paternien aus Auensanden	AQ: fo-s
Vega-Gleye aus Auenlehmen	AB-GG: fo-l
Pelosol-Gleye aus Auentonen	DD-GG: fo-t
Auengleye aus Auentonschluffen	GGa: fo-tu
Auengleye aus Auensandlehmen	GGa: fo-sl
Tschernitzen aus Auenlehmen	AT: fo-l

Aggregation 2	Sym. KA 5
Vegen aus Auenlehmen	AB: fo-l
Gleye aus Auenschlufftonen	GG: fo-ut
Tschernitzen aus Auenlehmen	AT: fo-l

Bodenbildende Prozesse im semi-ariden Klima – Untersuchungen an einer Bodenchronosequenz auf datierten Strandwällen in Patagonien

Daniela Sauer^{1*}, Gerhard Schellmann²
und Karl Stahr¹

Einleitung und Fragestellung

Bislang lagen über die bodenbildenden Prozesse im semi-ariden, dünn besiedelten Patagonien nur sehr wenige und über die Geschwindigkeit dieser Prozesse keinerlei Daten vor. Ziel dieser Untersuchung war deshalb, an Bodenchronosequenzen die Bodenentwicklung in Patagonien in Abhängigkeit von der Zeit quantitativ zu erfassen.

Material und Methoden

Eine wesentliche Voraussetzung für die Untersuchung bestand darin, eine Serie von Böden zu finden, die sich hinsichtlich aller am Standort wirksamen bodenbildenden Faktoren bis auf den Faktor Zeit glichen. Eine solche Serie wurde auf holozänen Strandwällen am nördlichen Rand des Golfo de San Jorge ausgewählt (Abb. 1).

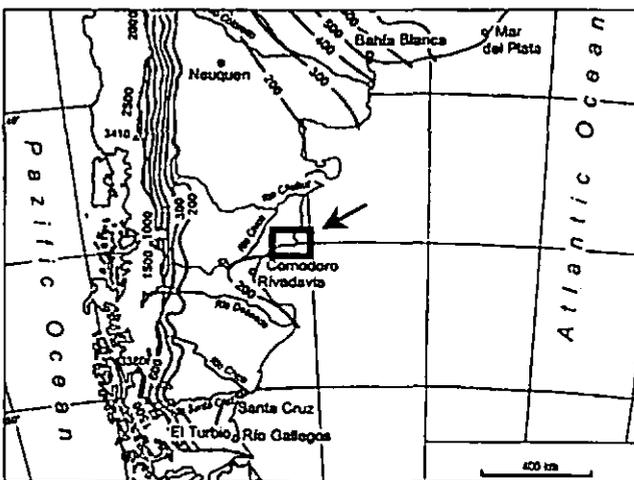


Abb. 1: Lage des Untersuchungsgebietes, mittlere Jahresniederschläge (mm) in Patagonien von 1921-1950 (Schellmann, 1998, nach Eriksen, 1983).

Die Jahresmitteltemperatur im Untersuchungsgebiet beträgt 12,6 °C, die mittleren Jahresniederschläge 287 mm mit einem Maximum von Mai bis Juli (Camarones). Das Ausgangssubstrat besteht aus Fein- bis Grobkies, in dessen Zwischenräume humoses, kalkhaltiges Material eingeweht wurde.

Die generelle Abfolge von holozänen und pleistozänen Strandwallsystemen war bereits durch Schellmann (1998) und Schellmann & Radtke (2003) kartiert und teilweise datiert. Aufbauend auf diesen Vorkenntnissen wurden die holozänen Strandwälle weiter differenziert und durch ¹⁴C-Datierungen an beidschaligen Muscheln datiert. In unmittelbarer Nähe der Muschelfunde wurde jeweils ein Bodenprofil angelegt.

Für die Bodenchronosequenz wurden sieben Bodenprofile im Alter von 1376 ± 47 ¹⁴C-Jahren bis 6238 ± 51 ¹⁴C-Jahren im Gelände beschrieben, nach WRB (1998) klassifiziert und beprobt. Im Labor wurden der pH (CaCl₂) und die Korngrößenzusammensetzung bestimmt. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Carbonat-Kohlenstoff wurden mittels C-Analyzer mit mehrstufigem Heizprogramm (LECO RC 412) gemessen. Die Gesamtelementgehalte wurden durch Röntgenfluoreszenzanalyse (RFA) an Schmelztabletten bestimmt.

Da sich in den untersuchten Böden Ab- und Anreicherungsprozesse auf die obersten dm konzentrieren, wurden zur Erstellung von Bodenchronofunktionen die ar. Mittel der Analysendaten der Horizonte bis 10 cm Tiefe verwendet, die jeweils entsprechend der Horizontmächtigkeiten gewichtet wurden. Da die Ti:Zr-Verhältnisse eine gewisse Inhomogenität des Ausgangsmaterials anzeigten, wurden zur Identifizierung relativer An- und Abreicherungen von Elementen jeweils die Element:Zr-Verhältnisse verwendet.

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70599 Stuttgart

* Kontakt: d-sauer@uni-hohenheim.de

² Lehrstuhl II für Geographie, Universität Bamberg, Am Kranen 1, 96045 Bamberg

Ergebnisse und Interpretation

Die Böden mit geringen Anteilen äolischen Feinmaterials wurden als Leptosols und diejenigen, bei denen der äolische Anteil zu einem Feinbodenanteil von $\geq 10\%$ führt, als Skeletic Regosols klassifiziert. Alle Böden zeichnen sich durch die Ausbildung eines Steinpflasters aus und wurden als Yermic bezeichnet. Diese Einstufung (die u. a. einen C_{org} -Gehalt $< 0,6\%$ in den oberen 20 cm erfordert) ist aufgrund der Humosität des äolischen Materials problematisch, wurde aber dennoch vorgenommen, da die C_{org} -Gehalte bei Einbeziehung der hohen Skelettanteile nur noch 0,1 – 0,6% betragen und zudem ein Großteil des C_{org} nicht als autochthon sondern als primär im Sediment enthalten angesehen wurde.

Die im Gelände am deutlichsten hervortretenden bodenbildenden Prozesse sind Humusakkumulation sowie Kalkauswaschung aus dem Oberboden und –anreicherung in wenigen dm Tiefe. Letztere ist bei den holozänen Böden sehr schwach ausgeprägt und äußert sich meist nur durch dünne Kalkschlieren auf den Kiesen. Der jüngste Boden (1376 ^{14}C -Jahre), ein Yermic Leptosol, lässt noch keine Umverteilung von Calciumcarbonat erkennen. Bei allen älteren Böden führt die Kalkanreicherung zur Klassifikation als Calci-Yermic Leptosol bzw. Calci-Skeletic Regosol (Yermic).

Die Labordaten zeigten, dass sich die Leptosols und Regosols so stark voneinander unterscheiden, dass für sämtliche chemische Parameter jeweils zwei Bodenchronofunktionen zu erstellen waren. Weder die Humus- noch die Kalkdynamik war zur Erstellung von Bodenchronofunktionen geeignet, da die Humusgehalte in wesentlich kürzeren als den hier betrachteten Zeiträumen einen Gleichgewichtszustand erreichen und die Kalkdynamik stark von der fortlaufenden Zufuhr frischen äolischen Materials beeinflusst wird.

Eindeutige Chronofunktionen wurden hingegen für die pH-Werte ermittelt. Diese nahmen in den Leptosols von pH 7,0 (1376 ± 47 ^{14}C -Jahre) auf pH 6,7 (5424 ± 35 ^{14}C -Jahre) mit $R^2 = 0,894$ ab. In den Regosols verlief die pH-Absenkung von pH 7,8 (2241 ± 46 ^{14}C -Jahre) auf pH 7,4 (6238 ± 51 ^{14}C -Jahre) mit $R^2 = 0,820$. Die Quotienten Fe:Zr, Mn:Zr zeigten eine relative Anreicherung von Fe (Leptosols: $R^2 = 0,816$, Regosols: $R^2 = 0,824$) und Mn (Leptosols: $R^2 = 0,939$, Regosols: $R^2 = 0,803$) mit der Zeit an. Der Si:Al-Quotient ließ eine deutliche Abreicherung von Si gegenüber Al erkennen (Leptosols: $R^2 = 0,970$, Regosols: $R^2 = 0,977$).

Aufgrund der unterschiedlich starken Verjüngung der Böden durch äolische Einträge verläuft in den Regosols die relative Anreicherung von Fe und Mn auf niedrigerem Niveau, die Abreicherung von Si gegenüber Al sowie die pH-Absenkung auf höherem Niveau als in den Leptosols.

Literatur

- Schellmann, G., 1998. Jungkänozoische Landschaftsgeschichte Patagoniens (Argentinien). Andine Vorlandvergletscherungen, Talentwicklung und marine Terrassen. Essener Geographische Arbeiten, 29, Essen.
- Schellmann, G., Radtke, U., 2003. Coastal terraces and Holocene sea-level changes along the Patagonian Atlantic coast. – Journal of Coastal Research, 19: 983-996.

Danksagung

Unser herzlicher Dank gilt Frau Annerose Böttcher, Herrn Dr. Jörn Breuer, Herrn Detlev Frobel, Frau Andrea Ramirez-Vega, Frau Andrea Ruf und Frau Melanie Wagner für die Durchführung der Laboranalysen sowie der DFG für die finanzielle Förderung des Projekts.

Abschätzung der Trockenheitsgefährdung von Ackerstandorten Nordost- und Mitteldeutschlands und deren Änderung infolge Klimawandels

Schindler, U.¹, Jörg Steidl, Frank Eulenstein, Lothar Müller and Jürgen Thieme

1 Problemstellung

Aufgrund verringerter Niederschläge und einem hohen Anteil von Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität ist eine bedarfsgerechte Pflanzenwasserversorgung auf Ackerstandorten in Nordost- und Mitteldeutschland teilweise schon heute problematisch. Im Zuge der prognostizierten Erwärmung, des Rückganges und der inner-jährlichen Umverteilung der Niederschläge (Gerstengabe et al., 2003) kann sich diese Situation zukünftig noch verschärfen.

Ziel der Studie war die Kennzeichnung und zukünftige Entwicklung der Trockenheitsgefährdung von Agrarstandorten Nordost- und Mitteldeutschland.

2 Material und Methoden

2.1 Ableitung der Bodendaten

Die Ableitung der Bodendaten (Schindler u. a., 2003) erfolgte auf Basis der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK). Sie liegt im Maßstab 1:100.000 flächendeckend für die Agrarstandorte der Neuen Bundesländer vor. Auf der Basis von Pedotransfer pF-Funktionen des Betrachtungsgebietes wurden die bodenhydrologischen Kennwerte Feldkapazität (FK), Welkepunkt (WP) und nutzbare Feldkapazität (nFK und nFKWe) für Bodenschichtungen (Substrattypen, ST) und für heterogene Bodenflächen, den sogenannten Substratflächentypen (SFT) abgeleitet.

Die Bodenwasserverhältnisse wurden nach dem Vorkommen und dem Grad der Beeinflussung durch Grund- und/oder Stauwasser unterschieden zwischen anhydromorphen, halb und voll hydromorphen Bedingungen. Für anhydromorphe Böden wurde die Feldkapazität bei pF 2 definiert. Für Grund- und Stauwasserstandorte ergab sich die Feldkapazität aus der Saugspannungsverteilung für hydrostatische Bedingungen im geschlossenen Kapillarsaum. Für hydromorphe Mineralstandorte wurde ein Grundwasserflurabstand von 1 m, für Moorstandorte von 0.6 m zugrundegelegt

2.2 Niederschlag und Klimaszenario

Auf der Basis von Wetteraufzeichnungen von 368 Wetterstationen (bereitgestellt vom PIK Potsdam und dem DWD) und einem Klimaszenario vom PIK Potsdam (Gerstengabe et al., 2003) wurden für Standorteinheiten Niederschläge generiert. Da keine Informationen über die Klimastationen vorhanden waren, die Voraussetzung für die Korrektur von Tagesniederschlägen sind, konnte nur mit korrigierten Monatssummen nach Regeln des ATV-DVWK (2002) gearbeitet werden. Die Monatssummen der korrigierten Stationswerte wurden im GIS mittels Krigingverfahren in ein räumlich hochaufgelöstes flächendeckendes Raster übertragen, aus dem für jede Kartierungseinheit (Standortregionaltyp) der MMK die monatlichen Standortniederschläge aggregiert wurden. Die weitere Verarbeitung erfolgte als Mittelwert und

Quantil für 5 Jahresabschnitte von pflanzenbaulich relevante Zeiträumen.

2.3 Wasserdargebot

Das Wasserdargebot entspricht der nutzbaren Feldkapazität des Bodens im effektiven Wurzelraum (nFKWe) und dem Niederschlagsdargebot in der Wasserbedarfsperiode. Zuflüsse aus kapillarem Aufstieg erhöhen, Tiefensickerung vermindern es in dieser Periode. Bei nicht ausreichenden Winterniederschlägen zur Aufsättigung des Bodens auf Feldkapazität, wurde die nFKWe um den Differenzbetrag vermindert. Wegen geringer Niederschläge und hoher Verdunstung ist eine Tiefensickerung in der Vegetationsperiode in Nordost- und Mitteldeutschland vernachlässigbar. Die Wasserbedarfsperiode wird als Zeitspanne definiert, in der die Wasserverfügbarkeit entscheidende Bedeutung für die Ertragsbildung hat. Der Zeitraum ist für jede Fruchtart unterschiedlich. Für Winterkulturen (Leitfruchtart Winterweizen) wird der Zeitraum April bis Juli, für Hackfrüchte (Leitfruchtart Zuckerrübe) Mai bis Oktober und für Grasland April bis Oktober als bedeutsam angesehen.

2.4 Bewertung des Wasserdargebotes

Die Bewertung des Wasserdargebotes hinsichtlich Trockenheitsgefährdung erfolgt in Bezug zur gegenwärtigen Ertragsbildung in fünf Klassen, von sehr hoch, trockenheitsgefährdet bis sehr gering, keine Trockenheitsgefährdung (Tabelle 1). Grundlage für die Ableitung der Wasserdargebotsklassen bildeten Ergebnisse aus Lysimeter- und Feldversuchen (Roth et al., 1997, Schindler et al., 2003; Müller et al., 2005) zur Beziehung zwischen Wasserverbrauch, Effektivität der Wasserausnutzung und Ertrag.

Tabelle 1: Trockenheitsgefährdung für Fruchtartengruppen nach dem Wasserdargebot

Bewertung	Wasserdargebot ¹⁾ für Fruchtartengruppe in mm		
	Getreide (April-Juni)	Hackfrüchte (Mai-September)	Gras (April-Oktober)
Sehr hoch	<220	<300	<400
Hoch	220-280	300-390	400-480
Mittel	280-340	390-480	480-561
Gering	340-400	480-570	560-640
Sehr gering	>400	>570	>640

¹⁾ nFKWe + Niederschlag in der Wasserbedarfsperiode + Zusatzwasser aus kap. Aufstieg

3. Ergebnis und Diskussion

3.1 Niederschlagsentwicklung

Das Niederschlagsdargebot für die betrachteten Fruchtartengruppen hat sich in den letzten 50 Jahren (1951-2000) im Mittel für das Gesamtgebiet vermindert und wird sich entsprechend des Klimaszenarios bis 2055 weiterhin verringern. Je nach Vegetationszeitraum betrug die Abnahme der Niederschläge im Messzeitraum (1951-2000) im Mittel zwischen 22 -50 mm. Das Klimaszenario (2000-2055) prognostiziert eine weitere Reduzierung um 32-68 mm. Regional sind jedoch sehr große Differenzierungen vorhanden. In den meisten Regionen nahmen die Niederschläge ab und werden sich auch zukünftig weiter vermindern. Es gibt aber auch Landschaftsbereiche (Nordost Mecklenburg-Vorpommern, Harzvorland, Oberlausitz) mit zunehmenden Niederschlägen.

Nicht berücksichtigt wurden bei dieser Studie - Starkniederschläge die durch Oberflächenabfluss und Tiefensickerung das Wasserdargebot mindern können,

¹ Institut für Bodenlandschaftsforschung im ZALF e.V. Münchenberg

- die Niederschlagsverteilung in den Wasserbedarfsperioden,
- längere Trockenphasen während der Vegetationsperiode sowie
- Niederschläge, die aufgrund geringer Menge und Intensität nicht bodenwirksam werden.

3.2 Trockenheitsgefährdung

Die Auswirkungen der Niederschlagsveränderungen auf die Pflanzenwasserversorgung sind regional sehr unterschiedlich.

Am stärksten von Wassermangel betroffen sind die Bundesländer Brandenburg und Sachsen-Anhalt. Die schon jetzt sehr angespannte Wasserversorgungssituation kann sich in diesen Regionen zukünftig für alle Fruchtarten weiter verschärfen (Abb. 1).

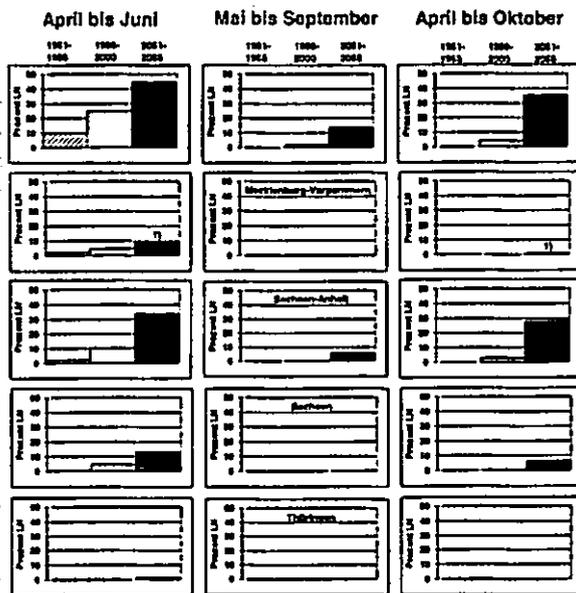


Abb. 1: Prozentualer Anteil von der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) der Standorte mit sehr hoher Trockenheitsgefährdung. 1) Klimaszenario gilt nur für das Elbeinzugsgebiet in MVP

Auf teilweise mehr als 40 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LN) wird dann im Mittel der Jahre das Wasserdargebot so gering sein, dass Trockenheit vorherrscht. Aufgrund des höheren Niederschlagsdargebotes und der besseren Bodenwasserspeicherverhältnisse (Abb. 2) sind die Auswirkungen der klimatischen Veränderungen in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Thüringen und Sachsen nicht so deutlich.

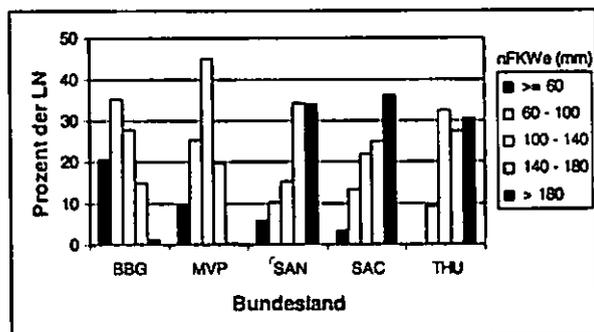


Abb. 2: Prozentuale Verteilung der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe) der Agrarstandorte in den Bundesländern: BBG-Brandenburg, MVP-Mecklenburg-Vorpommern, SAN-Sachsen-Anhalt, SAC-Sachsen und THU-Thüringen

In diesen Bundesländern wird die Pflanzenwasserversorgung im wesentlichen mittel bis gut bleiben. Nur auf einem vergleichsweise geringen Flächenanteil ist im Mittel der Jahre mit Trockenheit zu rechnen.

3. Schlussfolgerungen

Die Bewertung des Wasserdargebotes ist eng an die gegenwärtigen Produktionsbedingungen (Fruchtart, Sorte, Düngung u.a.) gekoppelt. In weiterführenden Arbeiten sollte untersucht werden, wie die Niederschlagsverteilung, die Boden- und Pflanzenwirksamkeit von Niederschlägen geringer Intensität sowie die Abflussbildung infolge von Starkniederschlägen in der Vegetationsperiode die Wachstumsbedingungen beeinflussen können.

Literatur

ATV-DVWK-Regelwerk (2002): Merkblatt M 504, Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden, Hennef: GFA-Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik, 144 S.

Gerstengabe, F.-W., Badeck, F., Hatterman, F., Krysanova, V., Lahmer, W., Lasch, P., Stock, M., Suckow, F., Wechsung, F. und P.C. Werner (2003): Studie zur klimatischen Entwicklung im Land Brandenburg bis 2055 und deren Auswirkungen den Wasserhaushalt, die Forst- und Landwirtschaft sowie die Ableitung erster Perspektiven. PIK Report No. 83. Potsdam Institut für Klimafolgenforschung. pp.92.

Müller, L.; Behrendt, A.; Schalitz, G. and U. Schindler, U. (2005): Above ground biomass and water use efficiency of crops at shallow water tables in a temperate climate. - *Agricultural Water Management* 75 (2): 117-136.

Roth, D., Günther, R. und S. Knoblauch (1997): Wasserbilanz sowie Wasserverbrauch und Bodenwasserausschöpfung landwirtschaftlicher Fruchtarten auf einem tiefgründigen Lößstandort. *Agribiol. Res.* 50 (3). 271-278.

Schindler U., Thiere, J., Steidl, J. und L. Müller (2004): Bodenhydrologische Kennwerte heterogener Flächeneinheiten- Methodik der Ableitung und Anwendungsbeispiel für Nordostdeutschland. Wissenschaftlicher Fachbeitrag. Landesumweltamt Brandenburg. Potsdam. Heft 87, Bodenschutz 2, pp. 55.

Schindler, U., Wolff, M., und G. Kühn (2001): Lysimeterstudie zum Einfluss von Düngung und Bewirtschaftung auf die Ertragsbildung, den Wasserhaushalt und die Nährstoffauswaschung im Trockengebiet der Uckermark. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, (164) 697-703.

Zur Entwicklung der Bodennutzung in Deutschland unter besonderer Berücksichtigung der Siedlungs- und Verkehrsfläche

Schleuß, Uwe, Kiel* & Cora Haffmans*; Kiel

Einleitung

Die Bodenfunktionen werden ganz wesentlich durch Art und Intensität der jeweiligen Nutzung beeinflusst. Die gesetzlichen Regelungen (u. a. Raumordnungs-, Bundesbodenschutzgesetz, Bau-Gesetzbuch) fordern mit „Grund und Boden“ sparsam und schonend umzugehen und die Bodenversiegelung auf das notwendige Maß zu begrenzen. Die Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsfläche impliziert vielfältige negative Wirkungen, z.B. Veränderung von Bodeneigenschaften bedingt durch Schadstoffeinträge, geringere Niederschlagsversickerung und niedrigere Grundwasserneubildung in Böden, Verlust wertvoller Lebensräume sowie Zerschneidung und Verkleinerung von Biotopen.

Als wichtiger Bestandteil zählt die „Zunahme der Siedlungs- und Verkehrsfläche“ zu den 21 Indikatoren der Nachhaltigkeitsstrategie der Bundesregierung.

Material & Methoden

Dabei wird die umfassende Erhebung der *Bodenfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung* auf Basis des Liegenschaftskatasters alle vier Jahre zu einem bestimmten Stichtag (jeweils der 31.12) durchgeführt, ergänzt durch die jährliche Erhebung zur Siedlungs- und Verkehrsfläche. Die Bodennutzungserhebung folgt dem Belegenheitsprinzip, d. h. es werden die zu jedem Flurstück im Liegenschaftskataster gespeicherten Informationen über Flurstücksgröße und über die Art der vorherrschenden Nutzung abgefragt. Diese Daten werden von den für das Liegenschaftskataster

zuständigen Kataster- und Vermessungsverwaltungen an das zuständige Statistische Landesamt weitergeleitet, welches dann das auf Kreisebene aggregierte Ergebnis an das Statistische Bundesamt übermittelt. Da die Siedlungs- und Verkehrsfläche (Summe aus Gebäude- und Freifläche, Betriebsfläche (ohne Abbauland), Verkehrsfläche, Erholungsfläche und Friedhof) auch erhebliche Teile unbebauter Flächen beinhaltet (z.B. Erholungsflächen), ist dieser Parameter nicht zu verwechseln mit der tatsächlich (mit unterschiedlich durchlässigen Materialien) versiegelten Fläche.

Ergebnisse & Diskussion

Die Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV) ist seit langer Zeit durch Zunahmen gekennzeichnet, weitgehend auf Kosten der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Die jährlichen Zuwachsraten zeigen aber augenblicklich eine rückläufige Tendenz (2000: 131 ha/Tag, 2001: 117 ha/Tag, 2002: 105 ha/Tag, 2003: 93 ha/Tag). Trotz dieser „Trendwende“ kann die Entwicklung der Flächeninanspruchnahme für Siedlungs- und Verkehrsflächen nicht als dauerhaft umweltverträglich angesehen werden. Neben der zeitlichen ist auch eine starke räumliche Heterogenität im Bundesgebiet zu berücksichtigen (z. B. SuV-Fläche 2004: Deutschland 12,6%, darunter u.a.: Mecklenburg-Vorpommern 7,1%, Brandenburg 8,5%, Bayern 10,7 %, Baden-Württemberg 13,5%, Rheinland-Pfalz 13,7%, Nordrhein-Westfalen 21,4%, Berlin 69,4%) [Statistisches Bundesamt 2004].

Zukünftig wird es aus Sicht des Bodenschutzes vor allem darum gehen, eine effiziente Nutzung vorhandener Siedlungsstrukturen (z.B. Baulückenerschließung, Nachverdichtung, Brachflächenrecycling) zu erreichen, also das Prinzip Innen- vor Außenentwicklung unter Berücksichtigung sozialer und ökonomischer Belange zu verankern.

Literatur

Statistisches Bundesamt (Hrsg., 2004): Siedlungs- und Verkehrsfläche nach Art der tatsächlichen Nutzung 2004 – Erläuterungen und Eckzahlen -. Wiesbaden.

* LA Stadtökologie, CAU Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel, schleuss-nottfeld@t-online.de

* Statistisches Amt für Hamburg und Schleswig-Holstein, Fröbelstr. 15-17, 24113 Kiel, cora.haffmans@statistik-nord.de



Die Bodengesellschaftssystematik des AK Bodensystematik – Anwendung und Problematik im glazialen Tiefland

Rolf Schmidt ¹⁾ und Mirella Zeidler ²⁾

Problematik:

Der AK Bodensystematik hat 2004 nach mehrjähriger Diskussion Grundzüge einer Bodengesellschaftssystematik vorgelegt. Ziel ist es, aus dem Verständnis der systemaren und raumstrukturellen Zusammenhänge der Bodendecke Vorgehensweisen und Regeln für die vergleichbare Bestimmung von Bodengesellschaften abzuleiten und ein hierarchisches Klassifikationssystem vorzuschlagen (AK Bodensystematik 2004).

Im Hintergrund des Vorhabens steht der Bedarf, die zahlreich vorliegenden Einzeluntersuchungen vergleichbar zu ordnen. Das betrifft vor allem den Bezug zu Boden- und Landschaftsprozessen, die sich in Bodengesellschaften manifestieren und deren Verständnis für Fragen einer nachhaltigen Bodennutzung und des Bodenschutzes zunehmend von Interesse ist. So ist es Ziel des Beitrags, ein regionales Beispiel aus dem Jungmoränengebiet Norddeutschlands nach den Kriterien des Vorschlags zu analysieren und Schlussfolgerungen hinsichtlich Nutzen und Anwendbarkeit einer einheitlichen Bodengesellschaftssystematik zu ziehen.

Vorschlag der Bodengesellschaftssystematik (BG-Systematik)

Die BG-Systematik stellt folgende Kriterien der Bodenvergesellschaftung heraus,

1.) den *Gefügestil*, der Grundformen der Bau- und Verhaltensstruktur verallgemeinert, differenziert nach Hang-, Platten-, Senken-, Anthrogefuge;

2.) die *lithogenetische Substratgruppe* als zusammenfassende Gruppierung von Ausgangsgestein, Verwitterung, Lagerung und Substratkombination,

3.) das *Bodeninventar*, das die Komponenten der Vergesellschaftung nach Kenn- und Differentialbodenformen (diagnostische Böden) erfasst.

Unter Zugrundlegung der leitenden Kriterien wird ein hierarchisches Klassifikationssystem vorgeschlagen, das in den übergeordneten Ein-

heiten vorwiegend die stofflichen Beziehungen, in den untergeordneten stärker den Bestand der vergesellschafteten Böden berücksichtigt, z.B.

- BG-Abteilung: Zusammenfassung nach dem Gefügestil,
- BG-Klasse: Kombination von Gefügestil und lithogenetischer Substratgruppe,
- BG-Typ: Ausstattung an Kennbodenformen

Weitere Differenzierung sowie Angaben zur Methodik in AK Bodensystematik 2004, da hier nur der generelle Rahmen für die Beispielsbearbeitung referiert werden kann.

Beispiel Jungmoränengebiet

Das UG Bölkendorf (Land Brandenburg, Lkr. Uckermark) liegt ca. 70 km nordöstlich Berlin am Nordrand des Parsteiner Sees im Rückland der Pommerschen Eisandlage bei Chorin. Für die Analyse der Bodenvergesellschaftung stehen zur Verfügung.

- Bodenformenkartierung 1:10 000 (digitalisiert) mit 304 Bohrpunkten, 65 analysierten Profilaufnahmen, 36 Tiefensondierungen (3-10m)
- Transekt-/positionsbezogene Erhebungen zu bodenphysikalischen, -chemischen und -biologischen Parametern (Schmidt 1991, Koszinski et al. 1995, Wirth 1999)
- Bilanzierung und Modellierung von Teilprozessen (Schmidt & Frielinghaus 1994, Schindler 1996, Kofalk 1998)

Analysiert werden 2 Teilgebiete mit jeweils ca. 80 ha Flächengröße. Gebiet A hat eine Rinnestruktur und ist stärker reliefiert als die Grundmoränenplatte des Gebietes B. Beide Einheiten sind Binnenentwässerungsgebiete.

Die folgende Übersicht stellt wesentliche Merkmale der Bodengesellschaften zusammen:

1. Oberflächenform, Gebietshydrologie

Merkmal	Einheit A	Einheit B
Flächengröße	79 ha	80 ha
Relieftyp	Rinne	Platte
Hangneigung		
< 2°	37 %	60 %
2 - 6°	46 %	39 %
> 6°	17 %	1 %
Anzahl Binneneinzugsgebiete	11	21

2. Flächenanteile der Böden (Bodentyp, -subtyp, zusammengefasst)

Pararendzina, (Rumpf-)	17 %	6 %
Parabraunerde	32 %	25 %
Fahlerde/Parabraunerde	31 %	43 %

1) 16225 Eberswalde, S.-Goldschmidt Str.1;

e-mail: rschmidt@telta.de

2) FH Eberswalde, Friedrich-Ebert-Str. 28

Fahlerde-Pseudogley	6 %	7 %
Pseudogley	4 %	12 %
Kolluvisol	10 %	7 %

3. Stoffverlagerungsprozesse

Dominierende Transportrichtung	Lateral (Catenaorientiert)	Vertikal
Verlagerungsprozesse	Oberflächenabfluss (Interflow) Nährstofftranslokation	Versickerung, örtl. Oberflächenabfluss, Nährstofftranslokation
Prozessrelevante diagnostische Böden	Erosions-/ Akkumulationsböden: 59 %	Pseudogleye in Muldenlage: 12 %
Gerichtete Bodenparameter (Positionsbezug)	Oberhang – Unterhang: Zunahme C-Gehalt, Durchwurzelung, Tiefe CaCO ₃	Nur lokal Rand-Senke: Anreicherung Nährstoffe, tiefe Entkalkung

Die Übersicht fasst Merkmale zusammen, die für die Differenzierung von Bodengesellschaften wesentlich sind. Insgesamt lässt sich feststellen:

- 1.) Die Einheiten unterscheiden sich nach den landschaftsgenetischen Rahmenbedingungen (Relief, z.B. Hangneigung, Gebietshydrologie).
- 2.) Anzahl und systematische Stellung der vergesellschafteten Böden sind ähnlich, jedoch nach Flächenanteilen und Nachbarschaftsbeziehungen differenziert.
- 3.) Daraus resultieren unterschiedliche diagnostische Böden, z.B. Pararendzina und Kolluvisol in Einheit A sowie Parabraunerde und Staugley in Einheit B.
- 4.) Hinsichtlich der Stoffverlagerungsprozesse gibt es deutliche Unterschiede zwischen der durch laterale Verlagerung gekennzeichneten Einheit A und der vorwiegend durch Versickerung geprägten Einheit B.
- 5.) Den jeweiligen Positionen der Böden lassen sich charakteristische bodenphysikalische, -chemische und -biologische Eigenschaften zuordnen.

Unter Zugrundelegung der Kriterien ergibt sich folgende Zuordnung zur BG-Systematik:

Einheit A: Pararendzina-Kolluvisol-Bodengesellschaftstyp der Klasse der Moränenlehm-Hanggefüge

Einheit B: Parabraunerde-Pseudogley-Bodengesellschaftstyp der Klasse der Moränenlehm-Plattengefüge.

Neben der Zuordnung und der damit verbundenen Vergleichsmöglichkeit ergeben sich auf der Grundlage von Modulen (Vergesellschaftungs-, Stofffluss- Standorts-/Ökologieparameter) differenzierte Kennzeichnungen nach verbindlichen Regeln (AK Bodensystematik 2004).

Schlussfolgerungen

- 1.) Mit der BG-Systematik wird ein Rahmen geschaffen, der es - ähnlich der Bodensystematik - gestattet, Einzelergebnisse zu vergleichen und zu ordnen.
- 2.) Aufgrund der Verknüpfung von Struktur und Prozess wird es möglich, die landschafts-ökologische Stellung von Einheiten der Bodendecke nach verbindlichen Kriterien zu verallgemeinern.
- 3.) Prozess- und Positionsbezug der Böden sichern die standortgerechte Beurteilung der Bodenfunktionen für den Bodenschutz (Modulkonzept)
- 4.) Auf der Grundlage der BG-Systematik sind regionale Typisierungen möglich, z.B. ein Katalog der BG-Typen Deutschlands.
- 5.) Die BG-Systematik ergänzt die Aggregierungsstufen der bodenkundlichen Kartierung durch Kriterien des Bau- und Verhaltensmusters.
- 6.) Die BG-Systematik stellt einen Beitrag zur internationalen Diskussion zur Klassifikation pedologischer Systeme dar.

Probleme

- 1.) Die Vorgehensweise zur Ableitung von BG-Typen ist in Grundsätzen formuliert, muss jedoch vervollkommen und vereinfacht werden.
- 2.) Die Kriterien und Parameter sind nicht hinreichend differenziert und landschaftsbezogen angepasst (vorrangig Gefügestil, Substratgruppe)
- 3.) Hinsichtlich der Beziehungen von BG zu Boden- und Verlagerungsprozessen sind weitere Ergebnisse vorhanden, die es zu verallgemeinern gilt (Sommer et al. 2002)

Literaturhinweise:

- AK Bodensystematik (2004): Mitt. Dt Bodenkundl. Ges. 103, 3-16. KOFALK, (1998): TU Berlin: Bodenökologie und Bodengenese 29. KOSZINSKI, S. et al. (1995) Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 76, 1101-1104. SCHINDLER, U. (1996): Naturschutz u. Landschaftspfl. in Brandenburg, Sonderheft Sölle, 39-43. SCHMIDT, R. (1991): Peterm. Geogr. Mitt. 137, 29-37. SCHMIDT, R. & M. FRIELINHAUS (1994): Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges. 74, 133-136. SOMMER et al. (2002) Vortrag BGR. WIRTH, S. (1999): Geomicrobiol. Journal. 16, 207-219.

Entwicklung von Podsolen auf datierten Strandsanden in Süd-Norwegen

Isabelle Schüll¹, Daniela Sauer¹,
Karl Stahr¹, Ragnhild Sperstad²,
Rolf Sørensen³

Einleitung

Voraussetzungen zur Untersuchung bodenbildender Prozesse in Abhängigkeit von der Zeit sind räumlich nahe beieinander gelegene Standorte verschieden alter Böden auf möglichst gleichem Ausgangsgestein. Diese Voraussetzungen sind in den von Strandsanden bedeckten Bereichen Skandinaviens erfüllt. Seit dem Ende der letzten Eiszeit und dem Abschmelzen der Eismassen erfährt Skandinavien durch glazial-isostatischen Ausgleich Auftrieb. Marine Sedimente und Strandsande werden durch die kontinuierliche Landhebung mit zunehmender Höhe über dem Meeresspiegel älter und eignen sich daher gut zur Untersuchung von Bodenchronosequenzen.

In dieser Arbeit wurde die Entwicklung von Podsolen untersucht. Dazu wurde an der Westküste des Oslofjords (Vestfold) eine Bodenchronosequenz auf Strandsanden angelegt. Die Sequenz umfasst fünf Profile im Alter von 2300 bis 10 000 Jahren. Die Alter wurden aus der für die Region Sandefjord erstellten Landhebungskurve abgeleitet, die auf kalibrierten ¹⁴C-Datierungen beruht (Henningsmoen, 1979).

Ergebnisse

Der jüngste (2300 Jahre alte) Boden ist eine Braunerde, die noch keine Anzeichen der Podsolierung erkennen lässt. Die vier älteren Böden zeichnen sich durch zunehmende Podsolierung aus. Die Labordaten zeigen eine Abnahme des pH-Werts (Abb. 1) und eine deutlich intensivere Silikatver-

witterung (Abb. 2) mit zunehmendem Alter der Böden. Gleichzeitig wird organische Substanz in den B-Horizonten angereichert (Abb. 3).

Dithionit-lösliches Fe und oxalat-lösliches Fe und Al nehmen mit der Zeit zu, ein Trend, der auch in einer Chronosequenz auf Strandsanden in British Columbia beobachtet wurde (Singleton et al., 1987).

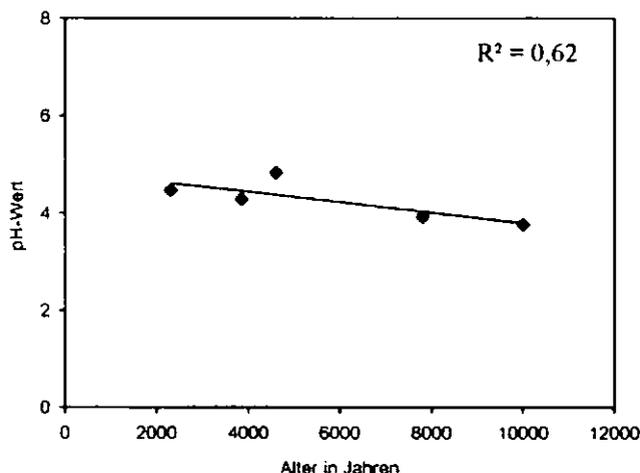


Abb. 1: Chronofunktion des pH-Werts in 20 – 90 cm Tiefe (gewichtete Mittel)

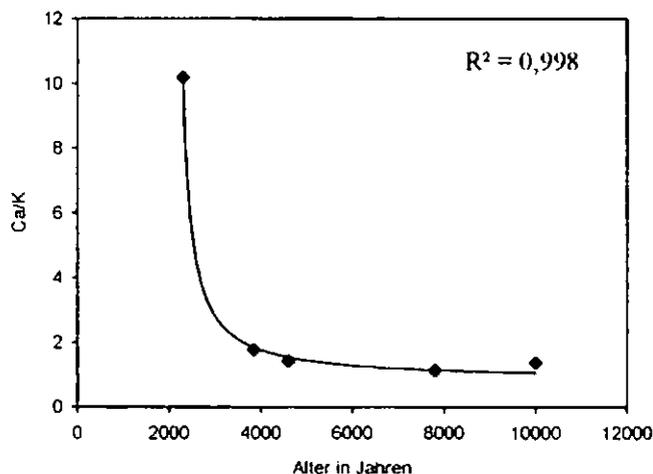


Abb. 2: Chronofunktion des Ca/K-Verhältnisses als Maß der Silikatverwitterung (gewichtete Mittel bis 90 cm Tiefe)

¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolf-Str. 27, 70599 Stuttgart, schuelli@uni-hohenheim.de, d-sauer@uni-hohenheim.de, kstahr@uni-hohenheim.de

²Norwegian Institute of Land Inventory (NIJOS), 1431 Ås, Norwegen, ras@nijos.no

³Agricultural University of Norway, 1432 Ås, Norwegen, rolf.sorensen@ijvf.nlh.no

Wie in Böden unter Nadelwald in Schweden und Finnland (Lundström et al, 2000), haben die Fe_d , Fe_o - und Al_o -Werte ihr Minimum in den Ahe-/Ac-Horizonten und ihr Maximum in den B-Horizonten.

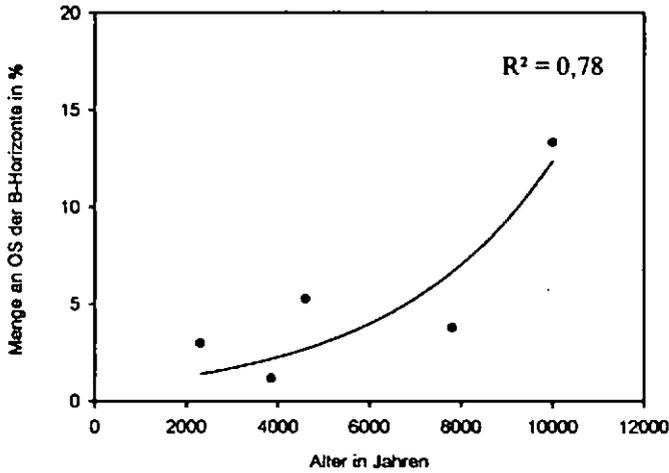


Abb. 3: Chronofunktion der organischen Substanz der B-Horizonte

Beim 4600 und 10 000 Jahre alten Boden liegt das Al_o -Maximum etwas tiefer als das Fe_o -Maximum. Eine solche Tendenz zeigte sich bereits in anderen Studien an Podsol-Chronosequenzen (Barrett und Schaetzl, 1992). Die Verhältnisse von Fe_o/Fe_d und Fe_d/Fe_t sind mit zunehmendem Alter erhöht (Abb. 4).

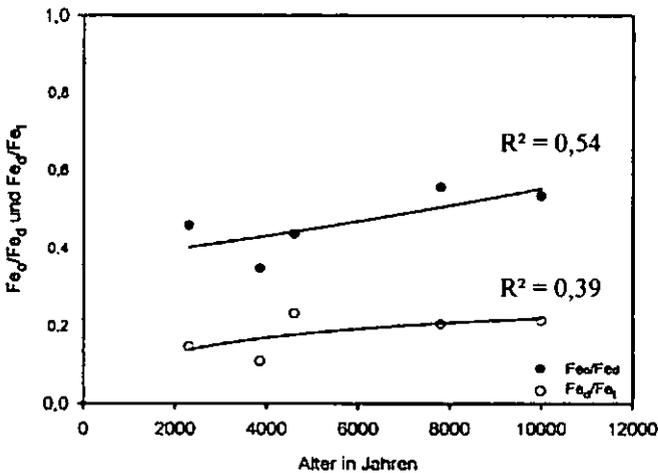


Abb. 4: Chronofunktionen von Fe_o/Fe_d und Fe_d/Fe_t (gewichtete Mittel bis 90 cm Tiefe)

Diskussion und Schlussfolgerung

Parallel zum Prozess der Podsolierung sinkt der pH-Wert mit zunehmendem Alter. Das Ca/K-Verhältniss weist bei Profilen älter als 3000 Jahre auf eine wesentlich stärkere Silikatverwitterung hin.

Sowohl die Zunahme der pedogenen Fe- und Al-Gehalte mit der Zeit, als auch ihre Verteilung innerhalb der Profile, spiegeln die mit dem Alter der Böden intensiver werdende Podsolierung wider.

Der Gehalt an organischer Substanz in den B-Horizonten erhöht sich mit zunehmender Podsolierung und hemmt damit eine Kristallisation von Fe- und Al-Oxiden. Dies zeigt sich im steigenden Fe_o/Fe_d -Verhältniss.

Die Zunahme von Fe_d/Fe_t weist auf eine verstärkte Verwitterung eisenhaltiger Silikate zu pedogenen Eisenoxiden hin.

In bereits beschriebenen Chronosequenzen auf Strandsanden in British Columbia (Vancouver Island, jährliche Niederschlagsrate: 3200 mm) hatte sich schon nach etwa 350 Jahren ein Podsol entwickelt (Singleton et al., 1987). In Süd-Norwegen (Oslofjord, jährliche Niederschlagsrate: 864 mm) konnte beobachtet werden, dass die Entwicklung eines Ahe-Horizontes zwischen 2300 und 3850 Jahren, die von Bhv- und Bsv-Horizonten, zwischen 3850 und 4600 Jahren einsetzt. Erst im Zeitraum zwischen 4600 und 7800 Jahren haben sich die diagnostischen Bh- und Bs-Horizonte gebildet. Dies könnte sowohl in Zusammenhang mit dem geologischen Basement von Vestfold stehen, das von Ca-reichem Monzonit und Latit dominiert wird, als auch mit den geringeren Jahresniederschlägen Süd-Norwegens.

Literatur:

- BARRETT, L.R., SCHAETZL, R.J. (1992): An examination of podzolization near Lake Michigan using chronofunctions
- HENNINGSMOEN, K.E. (1997): En karbon-dateret strand-forskyvningskurve fra søndre Vestfold. Fortiden i søkelyset, Trondheim, 239-247.
- LUNDSTRÖM, U.S. ET AL. (2000): Advances in understanding the podzolization process resulting from a multidisciplinary study of three coniferous forests in the Nordic Countries. Geoderma, 94: 335-353.
- SINGLETON, G.A., LAVKULICH, L.M. (1987): A soil chronosequence on beach sands, Vancouver Island, British Columbia. Can. J. Soil Sci. 67: 795-810.

Vergleich von Bodengesellschaften auf Granit, Sandstein und Kalkstein in Nordthailand

U. Schuler, L. Herrmann, K. Spohrer, K. Stahr

Einleitung und Motivation

Der Nordwesten Thailands ist geprägt von stark reliefierten Bergländern mit ausgeprägter geologischer und petrographischer Heterogenität. Durch stetiges Bevölkerungswachstum werden inzwischen auch die steilen Bereiche landwirtschaftlich genutzt mit den bekannten Folgen: Erosion, Pestizide in Oberflächengewässern, veränderte regionale Wasserbilanz etc. Die Problematik verschärfend tritt hinzu, daß die Hochlagen von ethnischen Minderheiten bewohnt werden, während die Thaimajorität die Täler bevorzugt. Die Konsequenz sind soziale Spannungen, die auf dem Streit um die knappen Ressourcen Boden und Wasser beruhen.

In diesem Problemfeld bemüht sich der DFG-geförderte SFB 564 (The Uplands Program) um standortgerechte Lösungen, die einen schonenden Umgang mit den Ressourcen gewährleisten und gleichzeitig ökonomisch rentabel sind. Um die vom SFB 564 entwickelten Innovationen vor einer großflächigen Empfehlung zu testen, ist es notwendig ihr Potential auf der Basis von Standortdaten (Klima, Boden, Wasserhaushalt) mit Modellen zu testen. Da die Hanglagen in der offiziellen Bodenkarte von Thailand (Vijarnorn, & Eswaran 2002) nur als ein undifferenzierter sogenannter „slope complex“ abgebildet sind, war es notwendig, die Variabilität der Bodendecke zu charakterisieren. Dies wurde in drei petro-graphisch differenzierenden Gebieten (Gneiss, Kalkstein, Sandstein) durchgeführt. Die Ergebnisse dieser klassischen petrographischen und pedologischen Kartierungen werden hier vorgestellt.

Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310)
Universität Hohenheim
70593 Stuttgart
Epost: uschuler@uni-hohenheim.de

Die Standorte

Mae Sa Mai (Gneiss)

Klimatisch gehört der Standort nach der Klassifizierung von Köppen zu den Aw-Klimaten (saisonal, tropisch, NS 1500 mm, T 22,5°C, 820 m ü. NN). Hinsichtlich des Ausgangsgesteins dominieren Gneise (70%), gefolgt von Granit (25%) und als Besonderheit Marmor (4%). Letzterer entstand zeitgleich mit den Gneisen (Präkambrium) und hat quartäre Süßwasserkalke (<1%) zur Folge. Die Granitintrusionen sind triassischen Alters.

Bor Krai (Kalkstein)

Klimatisch ist dieser Standort ähnlich (Caw), liegt aber weiter nordwestlich und weist nach bisherigen eigenen Klimamessungen bei gleicher Höhenlage sowohl eine niedrigere Jahresdurchschnittstemperatur (19,9°C) als auch niedrigere Niederschläge (935 mm a⁻¹) auf. Erstaunlich sind die niedrigen Minimumtemperaturen in der Trockenzeit (4°C). Die Gesteine werden dominiert durch permischen Kalkstein (62%) und assoziierte klastische Sedimente (Ton-/Siltstein). Für die Bodenbildung von besonderer lokaler Bedeutung sind syngenetische Andesite und hydrothermale Eisenerzgänge sowie holozäne Süßwasserkalke. Während sich in Mae Sa Mai die unterschiedlichen Gesteine kaum in der Geländemorphologie bemerkbar machen, bilden in Bor Krai die Kalksteine mit steil abfallenden Flanken (Karstrelief) einen Kessel. In diesem liegen, gekennzeichnet durch ein sanfteres Relief die klastischen Sedimente.

Huai Bong (Sandstein)

Für dieses Gebiet sind bisher keine Klimadaten verfügbar. Es wird angenommen, daß es klimatisch zwischen den beiden anderen Gebieten eingestuft werden kann. Das Relief ist insgesamt sanfter - ähnlich dem der klastischen Gebiete in Bor Krai. Hinsichtlich der Gesteinsvorkommen ist das Gebiet das variabelste. Zwar dominieren Sandsteine (incl. Quarzit 73%), doch daneben kommen Tonsteine/schiefer, (Karbonat-) Brekzien, Mergel und kolluviale und alluviale Lockersedimente vor. Ebenso konnten holozäne Süßwasserkalke nachgewiesen werden.

Bodenverbreitung

Wie bereits in anderen (transektbasierten) Arbeiten (in Granitgebieten: Kirsch 1998, Weltner 1996) beschrieben, dominieren in NW-Thailand Böden mit Tonverlagerung. Sie nehmen je nach Kartiergebiet zwischen 60-90 Flächen-% ein. Dabei dominieren auf Granit und Kalkstein die Acrisole und auf klastischen Sedimenten Luvisole. Allerdings muß konstatiert werden, dass die eindeutige Geländeansprache schwer fällt, da i. die pH-Werte in Wasser nur geringe Schwankungen aufweisen (Minimum = 5,3, i.d.R. >6) und es bisher nicht gelungen ist, eine stabile Korrelation zwischen pH-Wert und Basensättigung zu etablieren. Allerdings scheint sich eine Abhängigkeit der KAK_{Ton} von der topographischen Höhe herauszukristallisieren.

Nach dem Klima und der Petrographie ist die Landnutzung der bestimmende Faktor für die Bodennutzung. Profilverkürzungen durch Erosion und Umlagerungen am Hang führen zur Ausweisung von Cambisolen (8-28%), die großflächig im Gneiss, Sandstein und Kalkstein vorkommen. Insbesondere auf Tonschiefer führt die Profilverkürzung bereits zum Auftreten von Leptosolen und Regosolen.

Klassische Kolluvien an den Hangfüßen fehlen aufgrund der immer noch aktiven Reliefformung, die durch Einschneiden der Bäche zu konvexen Hängen führt. Alluvien treten fast nur am Hauptvorfluter im Sandsteingebiet auf. Fluvic soil materials sind aber selten detektierbar, sodaß Fluvisols auch dort nur <1% der Fläche ausmachen.

Im Gneiss- und Kalksteingebiet treten auch Ferralsole auf. Im Kalksteingebiet sind diese nahezu monomineralisch (Gibbsit) ausgebildet und wahrscheinlich geknüpft an das Vorkommen von aluminiumhydroxidreichen hydrothermalen Ganggesteinen (siehe Zarei et al. dieser Band). Ihre fleckenhafte Verbreitung im Gneissgebiet ist bisher noch nicht geklärt.

Im Bereich der flächenmäßig kleinen aber in allen Gebieten vorkommenden Süßwasserkalkvorkommen sind Rendzic Leptosols und Chernozeme anzutreffen. Letztere sind auf Quellzonen beschränkt.

Schlußfolgerungen für die Regionalisierung

Aufgrund der Dominanz der Acrisole, Luvisole und Cambisole auf fast allen Substraten, scheint eine Regionalisierung auf die Skala - Region - ohne größere Schwierigkeiten machbar. Zumindest für die Acrisole auf Granit/Gneiss liegen inzwischen eine ausreichende Anzahl von Beobachtungen aus unterschiedlichen Kartiergebieten vor, um sie auf andere mit ausreichender Sicherheit übertragen zu können. Dies gilt noch nicht für die Luvisole und Cambisole. Auch bleibt das Problem der eindeutigen Differenzierung der Tonverlagerungs-böden im Gelände bestehen. Hier muß ein multivariater Ansatz entwickelt werden, um die WRB-Reference Soil Group mit ausreichender Sicherheit ansprechen zu können.

Für die Evaluation einzelner agronomischer Innovationen ist aber eine höhere Auflösung erforderlich (Wasser(teil)inzugsgebiet). In diesem größeren Maßstab sind aber lokale Besonderheiten von Bedeutung, die bei groben Rasterkartierungen nicht aufgenommen werden, z.B. Gebiete höherer pH-Werte, die durch kalkreiche Quellwässer verursacht werden oder Bereiche hoher P-Sorption durch Vorkommen von Al/Fe-Hydroxid Residualakkumulationen aus Ganggesteinen.

Daher sollen in naher Zukunft neue Kartieransätze entwickelt werden, die hochtechnisierte Verfahren (Fernerkundung/Radiometrie) mit traditionellem Wissen (Indigenous Knowledge) kombinieren und dadurch eine ausreichend genaue und schnelle Kartierung der Bodeneinheiten und -eigenschaften erlauben.

Literatur

- Kirsch, H. (1998): Untersuchungen zur jungquartären Boden- und Reliefentwicklung im Bergland Nordthailands. Frankf. Geow. Abh. D23
- Vijarnsom, P. & H. Eswaran (2002): The Soil Resources of Thailand. Land Development Department. Thailand.
- Weltner, K. (1996): Die Böden im Nationalpark Doi Inthanon (Nordthailand) als Indikatoren der Landschaftsgenese und Landnutzungseignung. Frankf. Geow. Arb. D 22
- Zarei, M. et al. (2005): Gibbsitbildung im Bergland von Nordthailand. (dieser Band).

Bodengenese und Bodenvergesellschaftung in einem Inselberg-Pediment-Pedi-plainrelief bei Kolar/Südindien

Skowronek, A.¹ & R. N. Murti

Fragestellung

Die Frage war: Wie stellt sich tropische Pedogenese in einem Abtragungsrelief auf altkristallinem Gondwana-Untergrund (Endrumpf i.S. von WIRTHMANN 1994) dar? Gibt es ein räumliches Nebeneinander und ein zeitliches Nacheinander verschiedener genetischer Bodeneinheiten? Und welcher Art ist das agrarische Bodennutzungspotential?

Untersuchungsgebiet

Zur Beantwortung o.g. Fragen wurde ein Inselbergkomplex nebst umgebenden Pedimenten und Pediplain westlich Kolar (13° 8' N, 78° 8' E) in Südindien untersucht (vgl. dazu a. BRUNNER 1968). Der Gesteinsuntergrund besteht aus sog. Peninsular Gneis des späten Archaikums (KROGSTAD et al. 1989). Die Hauptgemengteile sind Quarz, Orthoklas, Plagioklasse (vorw. Oligoklas u. Andesin), Biotit und stellenweise Hornblende.

Das aktuelle Klima ist tropisch-monsunal und semiarid (24,2° C u. 730,5 mm Niederschlag im Jahresdurchschnitt; Station Kolar 1909-1959, 844 m NN).

Methodik

Nach Klärung der Verteilung und der stratigraphischen Beziehung der einzelnen Böden zueinander wurden visuell erkennbare Horizonte bzw. Schichten an ausgewählten Profilen beprobt. Die standardmäßige Laboranalyse umfaßte: Textur, pH (H₂O, 1 M KCl, 0,01 M CaCl₂), C_{org}, Fe_o, Fe_d, Mn_o, Mn_d, Al_o, Al_d, austauschbare Kationen Ca, Mg, K, Na, und Fe, Mn, H+Al (Summe=KAK_{eff}), lösliches Al und Si sowie silikatische Tonminerale (inkl. Goethit u. Hämatit).

Bodengenerationen und Bodenvergesellschaftung

Bodenstratigraphisch und bodengeographisch lassen sich fünf autochthone Bodenbildungen unterscheiden.

1. Rote kaolinitisch-hämatitische **Paleustalfts** bis **Paleustalts** sind reliktilsch an der Oberfläche und fossil in Klüften der kegelförmigen, blockbedeckten Inselberge (Kolar-Typ n. BRUNNER 1968) erhalten, stellenweise aber auch auf Pedimenten. Das Ausgangsmaterial können unverwitterter oder saprolithisierter Gneis aber auch - zur Ziegelherstellung genutzte - Fleckenzonen abgetragener Laterite sein. Letztere existieren noch lokal als 20-30 m hohe Plateau- bzw. Tafelbergreste in der Pediplain (s. BRUNNER 1970).
2. Rötlich braune kaolinitisch-illitische **Haplustalfts** sind nicht fossil aber jünger als die roten Böden, ansonsten so verteilt wie diese. Obwohl stark erodiert scheinen sie das aktuelle Bodenbildungspotential zu repräsentieren: Verbraunung und ggf. Lessivierung.
3. Rötlich braune **Rhodustalfts** auf den Schwemmfächern (=Bodensedimente diskordant über den zuvor gebildeten Pedimenten) besitzen schon profil-morphologische Eigenständigkeit. Jüngere Kolluvien tragen **Ustorthents**. Diese Böden und Sedimente bilden die agrarisch produktivsten Areale, und sie dienen als Infiltrationskörper für die Wasserversorgung durch Brunnen. Die tonmineralogische Zusammensetzung ist kaolinitisch-illitisch.
4. **Vertisols** sind entlang der flachen Gerinne in Sedimenten entwickelt und meist von jüngeren Alluvionen überdeckt. Das Verhältnis Illit/Smektit/Kaolinit wechselt stark. Sie werden, da nur kleinflächig vorkommend, zur Verbesserung der anderen Böden abgebaut.
5. Die intensiv agrarisch genutzte Pediplain scheint überwiegend aus jungen **Haplustalfts** zu bestehen, ein alluviales Substrat wurde auf 1300 ± 25 BP datiert (¹⁴C cal.).

¹Institut für Bodenkunde, Universität Bonn
Nussallee 13, 53115 Bonn; askowronek@
uni-bonn.de

Diese, bodengeomorphologisch orientierte Differenzierung erhellt die Struktur und Entwicklung der Bodendecke mehr als es die merkmalsorientierte Klassifizierung der Soil Taxonomy alleine vermag.

Zur Bodenqualität

Auch der kausale Zusammenhang von Physiographie, Böden und Landnutzung (s. SEHGAL 1988, Fig. 7 u. 8) wird verständlich, wenn man die geomorphologischen Bedingungen der Pedogenese berücksichtigt.

So eignet sich die lückige, stark erodierte Bodendecke (1. u. 2. Gen.) auf den steilen Inselberghängen nicht (mehr) für produktiven Pflanzenbau oder als Weideland. Niedriges pH (4-6), relativ geringe KAK_{eff} (2,8-5,5 cmol/kg) und hohe Erosionsgefahr limitieren ihren agrarischen Nutzwert. Ihre herausragende Funktion liegt in der Infiltration der Niederschläge und der Grundwasserneubildung.

Im Pedimentbereich bieten die tiefgründigen Schwemmfächer- und Kolluvialböden (3. Gen.) mit ca. 30% Ton, höherem pH (6,3-7,3), auch höherer KAK_{eff} (bis 8 cmol/kg) und entsprechender Basensättigung (94-100%) hervorragende Wuchsbedingungen. Man baut Hirse, Trockenreis, Erdnuß, Mango und Cashew an. Es gibt Obstgärten und Eukalyptus-Plantagen. Doch ohne Bodenerhaltungsmaßnahmen unterliegen diese wertvollen Böden einer von der Pediplain rückschreitenden, flächenhaften Abtragung, unter Ausbildung eines neuen Pediments (meist im Gneis-Saprolith). Dieser Prozeß ist schon weit fortgeschritten, Bäume (Eukalyptus u.a.) gewähren keinen Schutz vor Bodenerosion (OYEGUN 1983).

Die Pediplain (5. Bodengeneration) kann dank ihrer topographischen Lage und der Wasserhaltung in Tanks örtlich bewässert werden. Nassreis, Zuckerrohr und Gemüse sind die dominierenden Kulturpflanzen.

Ausblick

Auch die größte Bodengefährdung ist geomorphologisch bedingt: Bodenerosion durch Wasser auf den Schwemmfächern.

Während die Inselberghänge wegen des Nutzungsverzichts und infiltrierender Bodendecke geomorphodynamisch stabil sind und während die Pediplain als Akkumulationsgebiet fungiert, werden die Böden und Sedimente der Fußflächen (Pedimente mit Schwemmfächern) regressiv aufgezehrt. Dabei kommt es zur Freilegung der tiefgründigen, bis 60 m mächtigen Gneis-Saprolithe.

Das agrarische Nutzungspotential dieser Saprolithe ist jedoch anders zu bewerten als das der (noch) vorhandenen Böden und Bodensedimente: Struktur und Chemismus bedingen einen spezifischen Wurzelraum und erfordern ein angepasstes Management (s. WIECHMANN 1991).

Danksagung

Wir danken der DFG für großzügige Förderung.

Literatur

BRUNNER, H. (1968): Geomorphologische Karte des Mysore-Plateaus (Südindien) – ein Beitrag zur Methodik der morphologischen Kartierung in den Tropen. – *Wiss. Veröff. d. Dtsch. Inst. f. Länderkunde Neue Folge* 25/26: 5-17.

BRUNNER, H. (1970): Pleistozäne Klimaschwankungen im Bereich des östlichen Mysore-Plateaus (Südindien). – *Geologie* 19: 72-82.

KROGSTAD, E.J., S. BALAKRISHAN, D.K. MUKHOPADHYAY, V. RAJAMANI & G.N. HANSON (1989): Plate Tectonics 2.5 Billion Years Ago: Evidence at Kolar, South India. – *Science* 243: 1337-1340.

OYEGUN, O. (1983): Erosion-active surfaces on a pediment slope. – *Trop. Agric. (Trinidad)* 60: 53-55.

SEHGAL, J.L. (Hrsg.) (1988): The Soils of Kolar District (Karnataka) for Land Use Planning. – *NBSS Publ.* 20, 64 S.

WIECHMANN, H. (1991): Eigenschaften rezenter Böden aus Saprolit. – *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 66: 1193-1196.

WIRTHMANN, A. (1994): Geomorphologie der Tropen. – Darmstadt, 222 S.

Bodenschätzungsdaten im Kontext zum vorsorgenden Bodenschutz unter besonderer Berücksichtigung Thüringens

Hans- Jürgen Ulonska¹

1. Einleitung und Zielstellung

Über den natürlichen Grundgehalt an Schwermetallen wird der Hintergrundgehalt (Schadstoffgehalt) eines Bodens nach Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) abgeleitet. Natürliche Grundgehalte müssen als ein Teil des Hintergrundgehaltes bekannt sein, um das Ausmaß einer anthropogenen Spurenelementkontamination beurteilen zu können. Bodenbildende Ausgangsgesteine bestimmen wesentlich die natürlichen Grundgehalte, die nach Kühnen et Goldbach (2004) aus dem lithogenen Ausgangsgehalt durch alle Prozesse der Pedogenese entstanden sind. In der deutschen Bodenschätzung werden diese Ausgangsgesteine z. B. über die gesetzlich festgeschriebene Entstehungsart Verwitterung (V) nach anonymus a (2000) unterschieden.

Bei der Verknüpfung von BBodSchV mit Klärschlammverordnung (anonymus c, 1992) und Nitratrichtlinie (anonymus d, 1991) im Rahmen von „cross compliance“, stellt sich in Thüringen die Frage einer geeigneten Beschreibung des Kriteriums natürlicher Grundgehalt an Schwermetallen über den einheitlich zu definierenden Parameter Körnung.

Die Bodenarten nach den 173 Musterstücken der amtlichen Bodenschätzung in Thüringen verteilen sich auf etwa 794 00 ha LN rund 49% der Landesfläche Thüringens (anonym b, 2003) und werden als repräsentativ angesehen.

Hauptziel ist es, einen Beitrag nach Verbindungen zwischen genutzten Böden und verpflichtenden Umweltauflagen auf Basis belastbarer Werte gemäß BBodSchV zu leisten.

2. Material und Methoden

Bei der Suche nach einer übertragbaren Bodenartenklassifizierung wurde bei der repräsentativen Nutzungsteilfunktion "Standort für die land- und forstwirtschaftliche Nutzung" nach Bundes-Bodenschutzgesetz (BbodSchG) angesetzt. Den Ausgangspunkt zur Definition der acht Bodenarten über das Abschlämmbare, bilden die vor rund 70 Jahren erstmalig verbindlichen und im Wesentlichen gleichgebliebenen Methoden aus der Bodenschätzung.

Bestimmungen der Korngrößenverteilungen nach KOPECKY sind Bestandteil forstlicher Korngrößeneinteilungen. Über die vergleichbare

Methode nach KÖHN erfolgt die Bestimmung in drei Sand-, drei Schluff- und eine Tonfraktion.

3. Natürliche Chromgehalte ausgewählter Sandböden Thüringens

Über Korrelationskoeffizient (K) und Bestimmtheitsmaß (R^2) wird i. A. a. Fritzsche (1976) eine sehr gute lineare Abhängigkeiten zwischen natürlichem Grundgehalt an Chrom und dem Kornfraktionsanteil Schluff für nach amtlicher deutscher Bodenschätzung unterschiedene Böden der Entstehungsart V sichtbar (vgl. Abbildung). Mit der Hauptbodenart Sand (Sa) orientierend und den jeweils darin eingeschlossenen vier Bodenarten hinreichend, ist der natürliche Grundgehalt an Chrom bestimmbar. Zur besseren Übersicht wurden die natürlichen Chromgehalte in ppm angegeben.

4. Zusammenfassung, Diskussion und Schlussfolgerungen

Der Begriff Boden wird im Bundes-Bodenschutzgesetz über drei Bodenfunktionen mit mehreren Bodenteilfunktionen definiert. Letztere sind über Kriterien bewertbar. Diese können bundeseinheitlich mit Hilfe von Parametern und Teilparametern aus der deutschen Bodenschätzung statistisch abgeleitet werden. Offen sind vergleichbare methodische Grundsätze zur Bestimmung einheitlich und wissenschaftlich eingrenzbarer Parameter (z. B. Bodenarten). Im Verbund mit anderen, tragen diese Parameter zur bundeseinheitlichen Ermittlung, Zuordnung und Bewertung prioritärer Stoffe nach Europäischer Wasserrahmenrichtlinie (EU- WRRL) (anonymus e, 2000) in terrestrischen Böden bei. Dazu bedarf es zusätzlicher fachübergreifender Erkenntnisgewinne.

Funktionsbezogenen Bewertungsgrundlagen kann sich mit Boden- und Hauptbodenarten über die von den Europäischen Gemeinschaften seit 2005 umzusetzenden Vorgaben im Rahmen von „cross-compliance“ genähert werden. Aus fachrechtlich übergreifender Sicht, wird mit überprüfbar Standards die modifizierte Bodenarteneinteilung nach Ulonska (2004) in ausgewählten immissionsfernen Böden Thüringens, zur Ermittlung natürlicher Schwermetallgehalte im vor- und nachsorgenden Bodenschutz vorgeschlagen. Für die kritisch zu evaluierende BBodSchV besitzt die vorgeschlagene Verwendung der definierten Begriffe Bodenart und Hauptbodenart, mit daraus ableitbaren Kornsummenkurven, Grundsatzcharakter. Mit den ab 2006 zu betreibenden Monitorings und den ab 2009 aufzustellenden Bewirtschaftungsplänen nach EU- WRRL, ist die einheitliche Ermittlung sowie vergleichbare Bewertung natürlicher Grundgehalte an Schwermetallen in Thüringen möglich. Über definierte Korngrößenfraktionen wird eine

¹ D- 99102 Erfurt- Windischholzhäuser; Teichgasse 28

kompatible Verbindung zu Bodenarten anderer Fachbereiche des vor- und nachsorgenden Bodenschutzes hergestellt. Zugleich kann die Übertragbarkeit, Nutzung und Vergleichbarkeit von Bodendaten verbessert werden. Mit hinreichenden Probenzahlen ist statistisch zu prüfen, ob dieses Teilergebnis (vgl. Abb.) und Ergebnisse aus noch laufenden Untersuchungen in Thüringen auf großmaßstäbigen Karten ausreichend bodentyp- und horizontbezogen ableitbar sind. Für das Medium Boden besteht weiterhin ein fachübergreifendes nationales und internationales Regelungsbedürfnis.

Quellenverzeichnis

Fritzsche, B. (1976): Bodenhydrologische Kennwerte thüringischer Triasböden. Dissertation, Universität, Berlin; Kühnen, V. et Goldbach, H. E. (2004): Schwermetallbilanzen verschiedener Betriebstypen: Ertragswege, Flüsse, Minderungspotential. Forschungsbericht, Universität Bonn; Ulonska, H.- J. (2004): Kennzeichnung von Mineralböden für den

landwirtschaftlichen Bodenschutz Vorschlag zur Neugliederung der Korngrößenfraktionen. Bodenschutz/ 04. S. 16- 20; anonymus a (2000): Anlage zu §1 der Fünften Verordnung zur Durchführung des §4 Abs. 2 des Bodenschätzungsgesetzes vom 20. April 2000, in Bundesgesetzblatt Teil I Nr. 20, Bonn; anonymus b (2003): Bodennutzung in Thüringen 2003. Statistischer Bericht, Erfurt. S. 1- 16; anonymus c (1992): Klärschlammverordnung (AbfklärV) Vom 15. April 1992, in Bundesgesetzblatt, Teil I Nr. 21, Bonn; anonymus d (1991): Richtlinie (91/ 676/ EWG) des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen, in Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 375/ 1, Luxemburg; anonymus e (2000): Richtlinie 2000/ 60/ EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, in Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327/ 1, Luxemburg.

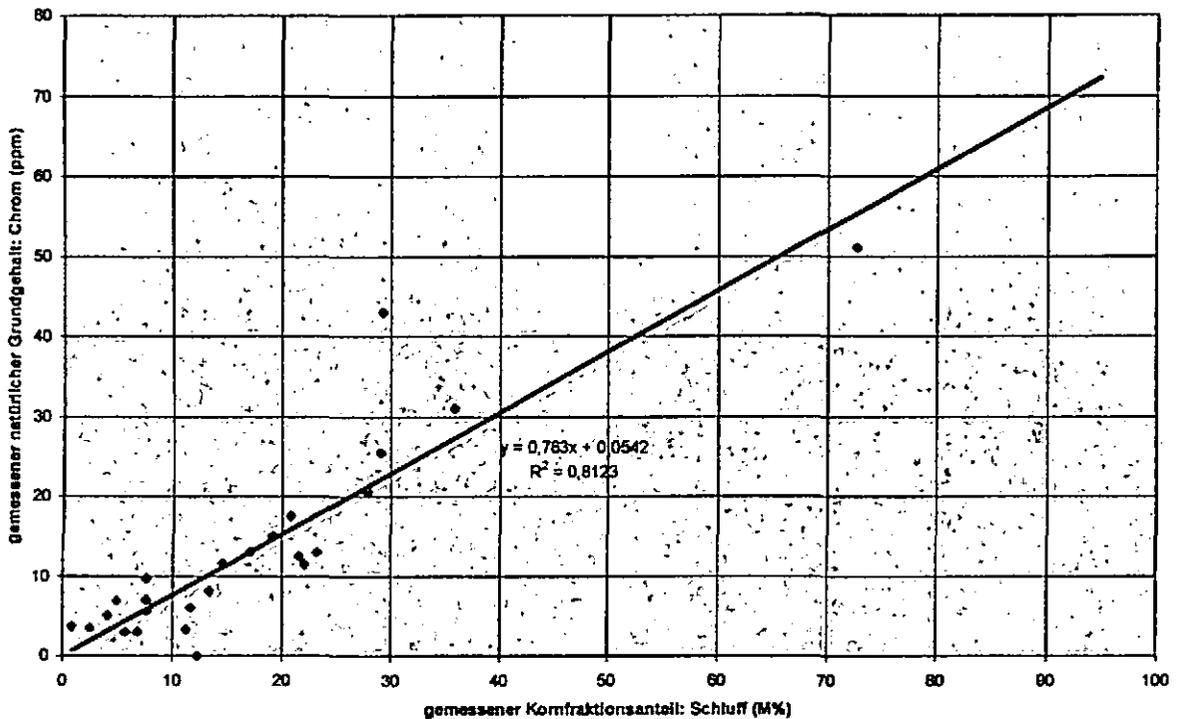


Abbildung: Natürlicher Chromgehalt immissionsferner terrestrischer Böden Thüringens über Entstehungsart Verwitterung (V) und Hauptbodenart Sand (Sa) auf Basis Messtischblatt (K= 0, 9013, n= 25)

Zur Korrelation von Reflexionsmessungen an Schwarzerden mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff

H. Tanneberg¹, R. Jahn¹, K.-J. Hartmann²

Einleitung

Die Farbe ist ein wichtiges Kriterium für die Bodenklassifikation. Die Ansprache von Böden erfolgt heute auf der Grundlage der Munsell Soil Charts. Diese visuelle Bestimmung hat aber Grenzen und ist für eine Differenzierung kleiner Farbunterschiede nicht ausreichend.

Eine präzisere und objektive Farbbestimmung ist mittels diffuser Reflexionsspektrometrie möglich. Wir untersuchten deshalb 21 Schwarzerde-Proben (Ober- und Unterboden) mit dieser Messmethode, um festzustellen, ob durch diese Messungen ein Bezug zum C_{org}-Gehalt der Böden gefunden werden kann.

Weiterhin wurden die Proben partiell oxidiert und dann die Änderung der Bodenfarbe gemessen.

Material und Methoden

Die Proben entstammen Flächen dreier landwirtschaftlicher Betriebe bei Dahlenwarsleben (D), Klein Rodensleben (KR) und Schlanstedt (S) im nördlichen Teil des Sachsen-Anhaltinischen Schwarzerdegebietes (Tanneberg et al., 2003).

Die Messungen erfolgten mit dem Einstrahl-spektrometer MCS 400 (Carl Zeiss). Das Licht (Lichtquelle CLH 300) wird über ein Lichtleitkabel zum über der Probe stehenden Messkopf geleitet und unter 45° auf die Probe gestrahlt. Unter dem Winkel 0° wird das remittierte Licht zum Hologrammgitter des MCS 400 geführt. Die Reflexionswerte werden von der Software MCSCOL in die CIELAB-Werte L*a*b* umgerechnet (Vorgabe D65, A10).

Für die Oxidation wurden 20g Boden (2mm) mit H₂O₂ (6 %ig) behandelt.

1. Stufe: 50 ml H₂O₂, 24 Std. bei Raumtemperatur
2. Stufe: wie 1. und dann weitere 50 ml H₂O₂ und 24 Std bei 70°C.
3. Stufe: wie 2. und weitere 50 ml H₂O₂, 24 Std. bei Raumtemperatur

Anschließend wurden die Proben zentrifugiert und bei 105°C getrocknet. Die getrocknete Probe wurde gemörsert und in eine Petrischale (7 cm) überführt. Die Reflexion wurde an 5 Stellen gemessen und der Mittelwert gebildet.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle
e-mail: hartmut.tanneberg@landw.uni-halle.de

² Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Straße 34, D-06118 Halle

Ergebnisse und Diskussion

Bei vorhergehenden Untersuchungen (Tanneberg et al., 2003) hatten wir durch Vergleich der Reflexionsgrade mit dem C_{org}- bzw. Black-Carbonegehalt dieser Schwarzerdeböden keinen eindeutigen Zusammenhang gefunden. Mit Software der MCS 400 können neben den Reflexionsgraden auch die Komponenten L* (Helligkeitsanteil), a* (Rot-Grün-Anteil) und b* (Gelb-Blau-Anteil) des CIELAB-Systems berechnet werden. Schulze (1993) fand eine negative Regression zwischen dem SOM-Gehalt von Böden mit dem L*-Wert des CIELAB-Systems. Spielvogel et al. (2004) untersuchten den Zusammenhang zwischen Bodenelligkeit (L*), Zusammensetzung der organischen Substanz, Gehalt an C_{org}-, Carbonat-Gehalt und Textur an Oberböden verschiedener Bodentypen. Die Bodenelligkeit nimmt mit zunehmendem C_{org}-Gehalt ab. Unter Berücksichtigung der Textur und des Carbonatgehaltes ergaben sich lineare Beziehungen zwischen Bodenelligkeit und C_{org}-Gehalt.

Wir korrelierten die C_{org}-Gehalte mit den berechneten L*, a* und b*-Werten (Tab.1).

Tabelle 1: Bestimmtheitsgrade der Regressionen der CIELAB-Werte mit den C_{org}-Gehalten

	L* gegen %C R ²	a* gegen %C R ²	b* gegen %C R ²
alle	0,192*	0,465*	0,452*
alle OB	0,473*	0,850**	0,784*
alle UB	0,200*	0,730**	0,705*
D alle	0,002	0,001	0,000
KR alle	0,159	0,115	0,172
S alle	0,238*	0,547*	0,536*
D OB	0,038	0,200	0,131
KR OB	0,637*	0,878**	0,766*
S OB	0,484	0,966**	0,924*
D UB	0,013	0,001	0,007
KR UB	0,520*	0,600**	0,662*
S UB	0,166	0,957**	0,979*
KR + S OB	0,484*	0,921**	0,870*
KR + S UB	0,208	0,895**	0,910*

Der Vergleich der drei Komponenten mit dem C_{org}-Gehalt der Böden bringt wie im Falle der Korrelationen der Reflexionswerte mit den C_{org}-Gehalten keine sichere Aussage, insbesondere, wenn man die L*-Werte betrachtet. Eine bessere Korrelation wird z.T. erhalten, wenn eine Differenzierung nach Standorten und Ober- und Unterboden vorgenommen wird.

Um die Abhängigkeit der Reflexionsgrade und der L*-Werte bei Veränderung des C_{org}-Gehaltes zu untersuchen, wurden die Proben partiell oxidiert.

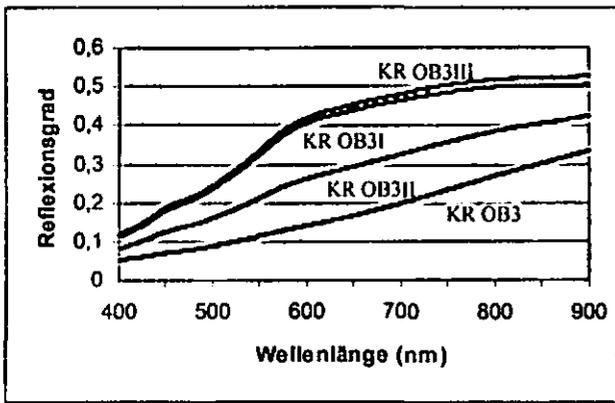


Abbildung 1: Reflexionsspektren eines Oberbodens nach Oxidation

Ein typisches Reflexionsspektrum ist für einen Oberboden in Abb. 1 zu sehen. Mit abnehmendem C_{org} -Gehalt nimmt der Reflexionsgrad zu, d.h., die Probe reflektiert stärker. Die Reflexionskurven steigen mit zunehmender Wellenlänge kontinuierlich an und zeigen wiederum kein Maximum.

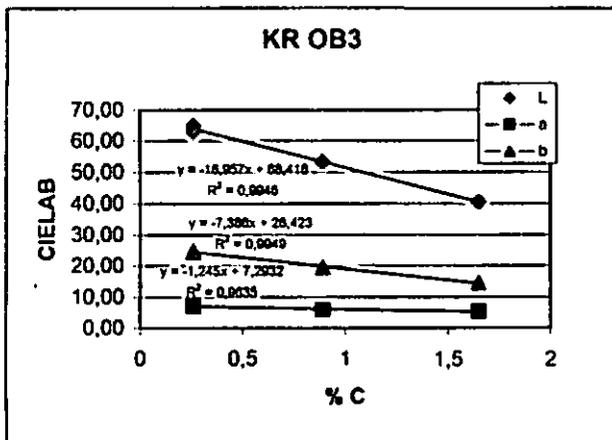


Abbildung 2: Korrelation zwischen CIELAB-Werten und C_{org} -Gehalten nach Oxidation für einen Oberboden

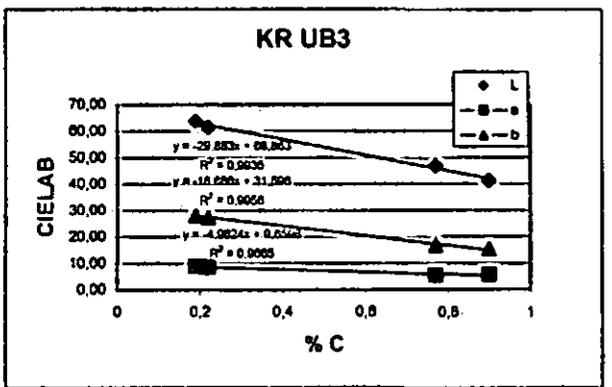


Abbildung 3: Korrelation zwischen CIELAB-Werten und C_{org} -Gehalten nach Oxidation für einen Unterboden.

In den Abbildungen 2 und 3 sind für einen Boden die Abhängigkeit der CIELAB-Werte von den Gehalten an organischem Kohlenstoff aufgetragen. Es werden Korrelationen mit hohen Bestimmtheitsgraden gefunden. Betrachtet man die L^* -Werte, so wird bei den Böden des Standortes Dahlenwarsleben in 75% der Fälle ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 > 0,9$ gefunden, bei den Böden des Standortes Klein Rodensleben sind es 94 %. Beim Standort Schlanstedt sind die Korrelationen nicht so gut ($50\% R^2 > 0,9$).

Unsere Resultate stimmen mit den Ergebnissen anderer Autoren überein, dass strenge Korrelationen zwischen Reflexionsmessungen und den daraus berechneten Helligkeitswerten L^* mit dem Gehalt an organischem Kohlenstoff nur bei sehr ähnlicher Textur gefunden werden.

Der deutliche Anstieg der L^* -Werte mit abnehmenden C_{org} -Gehalten nach der Oxidation deutet darauf hin, dass die dunkle Farbe durch leicht oxidierbare organische Substanzen wesentlich beeinflusst wird.

Danksagung

Wir danken Herrn Dipl.-Physiker R. Binder von der Hochschule für Technik, Wirtschaft und Kultur Leipzig für die Unterstützung bei der Durchführung der Messungen.

Literatur

- Schulze, D.G., Nagel, J.L., van Scoyoc, G.E., Henderson, T.L., Baumgardner, M.F. & Stott, D E. 1993: Significance of organic matter in determining soil colors. In: Bigham, J.M. & Ciolkosz E.J. Soil Color. SSSA Special Publication Number 31. Madison, Wisconsin.
- Spielvogel, S, Knicker, H. & Kögel-Knabner, I. 2004: Soil organic matter composition and soil lightness. J. Plant Nutr. Soil Sci. 167, 545-555.
- Tanneberg, H., Jahn, R., Hartmann, K.-J. & Kraus, A. 2003: Zur Korrelation von Reflexionsmessungen an Schwarzerden mit dem Gehalt an organischem und pyrogenem Kohlenstoff. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 102, 801-802

Alters- und höhenabhängige Stoffanreicherungen in Böden des Strandwallsystems Graswarder vor Heiligenhafen / Ostsee

Thomas Wiesmeier¹, Alexander Gröngroft²

1. Einleitung

Der Graswarder ist ein in Form einer Nehrungshalbinsel frei vor der nordwagrischen Küste liegendes Strandwallsystem, das als Naturschutzgebiet zum größten Teil von touristischer Nutzung ausgenommen ist. Es konnte sich eine natürliche, artenreiche Strandwall- und Salzwiesenlandschaft erhalten, die als wichtiges Rast- und Brutgebiet von zahlreichen, auch gefährdeten, Vogelarten genutzt wird. Das Strandwallsystem baut sich kontinuierlich durch Anlagerung immer neuer Strandwälle bzw. Haken von Westen nach Osten in die Ostsee vor, so dass sich in selber Richtung eine Abfolge von alt zu jung ergeben hat. Die Strandwälle erreichen überwiegend eine Höhe zwischen 0,5 und 2 m ü.NN, stellenweise bis zu 3 m. Die ältesten Bereiche des Graswarders dürften ca. 600 Jahre alt sein. Da sich die Böden weitgehend ungestört von anthropogener Überprägung entwickeln konnten, eignet sich das Gebiet, um die Bodengenese eines solchen Landschaftsraumes anhand der Gehalte an Kohlenstoff, Nährstoffen und Schwermetallen in Abhängigkeit von Alter und Geländehöhe nachzuvollziehen.

2. Methodik

Der Graswarder wurde auf der Grundlage der Auswertung von historischen Karten und Literatur in fünf verschiedene Altersbereiche eingeteilt: 20, 60, 250, 450, 600 Jahre (ungefähre Schätzungen). Pro Altersbereich wurde jeweils ein ca. 1 m ü.NN hoher Strandwall ausgewählt. Hier wurden jeweils auf der Kuppe und beiden Flanken je ein Boden kartiert und beprobt.

Laboranalysen: CHN-Rapid, Doppellactatlösliches Phosphor und Kalium, Röntgenfluoreszenz-Analyse, Carbonatgehalt, pH-Werte, Korngrößenverteilung. Die flächenspezifischen Gehalte der untersuchten Stoffe beziehen sich einheitlich auf eine Profiltiefe von 50 cm.

3. Ergebnisse

3.1 Die Böden des Untersuchungsgebietes

Charakteristisch für die Böden des Graswarders ist die Ausbildung von Torfhorizonten, insbesondere auf

den Flanken, in etwas geringerem Maße aber auch auf den Kuppen. Ihre Mächtigkeit steigt mit zunehmendem Alter an und erreicht in den ältesten untersuchten Böden knapp 30 cm. Sämtliche Böden zeigen eine ausgeprägte Schichtung. Nahezu alle mineralischen Horizonte sind skeletthaltig, die Kuppen sind dabei wesentlich kiesiger als die Flanken. Die Feinbodenart ist überwiegend Mittelsand, in den westlichen Bereichen finden sich außerdem lehmige Komponenten. Die Böden stehen unter Grund- bzw. Meerwassereinfluss, der sich u.a. in Hydromorphiemerkmalen äußert. Eine Entkalkung des mergeligen Ausgangsgesteins ist innerhalb von ca. 60 Jahren weitgehend abgeschlossen. Eine merkliche Versauerung findet in den trockenen Horizonten der Kuppenböden statt, in den übrigen, feuchten Bereichen ist sie allgemein sehr schwach.

Entwicklungsreihe auf den Flanken in ca. 0,4 – 0,5 m Geländehöhe:

Strand → Nassgley → Niedermoor-Nassgley → Niedermoorgley (→ Niedermoor)

Entwicklungsreihe auf den Kuppen in ca. 1 m Geländehöhe:

Strand → (Niedermoor-) Regosol (→ Anmoorgley → Nassgley)

3.2 Stoffanreicherungen

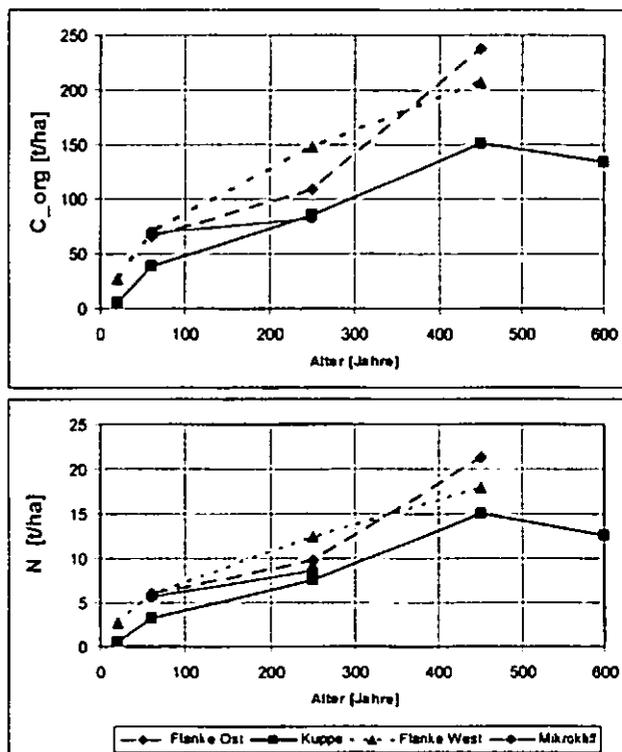


Abb. 1: Anreicherungen von organischem Kohlenstoff und Gesamt-Stickstoff

Die Anreicherung von organischem Kohlenstoff ist auf den grundwassernäheren Flanken stärker als auf den Kuppen. Es konnten zwei Phasen der Anreicherung von C(org) festgestellt werden, mit einer höheren mittleren Rate in den ersten 60 Jahren

¹ Papyrusweg 21, 22117 Hamburg
e-mail: thomas.wiesmeier@web.de

² Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg, Allende-Platz 2, 20146 Hamburg
e-mail: A.Groengroeft@ifb.uni-hamburg.de

und einer anschließenden, niedrigeren Anreicherungsmenge. Gesamt-Stickstoff ist zum größten Teil in der organischen Substanz gebunden, daher korrelieren die Gehalte an Gesamt-N sehr stark mit den C(org)-Werten. Das C/N-Verhältnis ist durchgehend relativ eng und liegt in den humosen Horizonten bei 11, in den Torfen weitete es sich bis auf 14 auf.

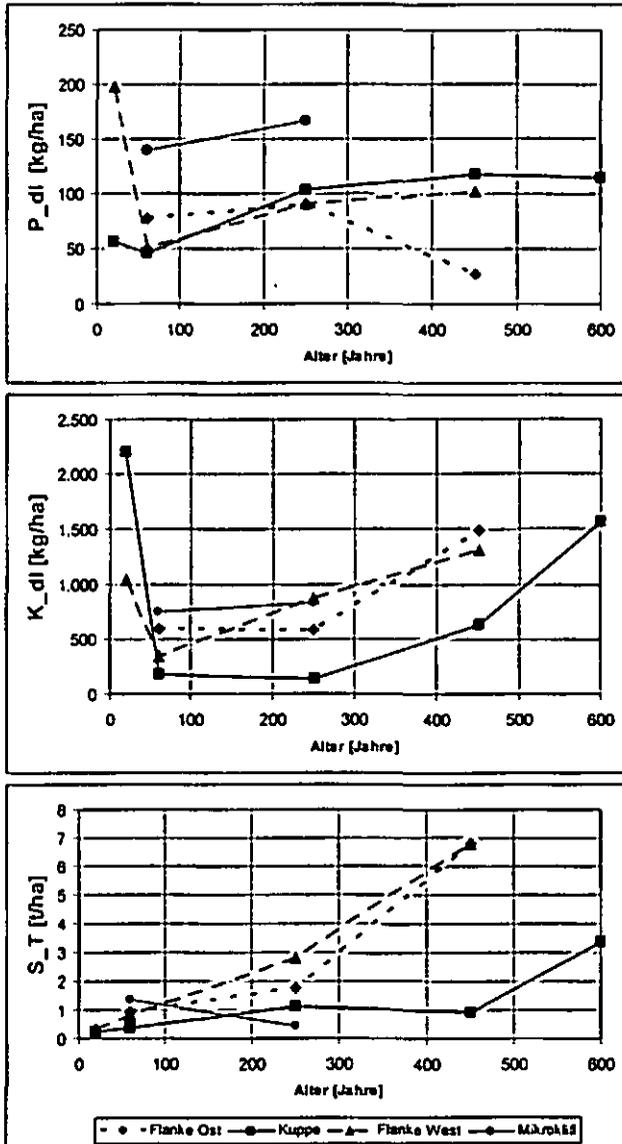


Abb. 2: Anreicherungen von Doppellactatlöslichem Phosphor, Doppellactatlöslichem Kalium, sowie Gesamt-Schwefel

Auch die anderen Nährstoffe erreichen ihre höchsten Gehalte in den organischen Horizonten und zeigen tendenziell eine Anreicherung im Laufe der Zeit. Die hohen Gehalte an pflanzenverfügbarem P und K in den Böden des jüngsten Strandwallbes weichen hiervon ab und sind offenbar durch seine marine Genese bedingt. Schwefel reichert sich auch in den reduzierten Unterböden als Sulfid an.

Die untersuchten Schwermetalle konzentrieren sich ebenfalls auf die organischen Horizonte. Die Gehalte liegen überwiegend im Bereich unbelasteter Böden. Punktuell finden sich jedoch insbesondere beim Blei sehr hohe Konzentrationen.

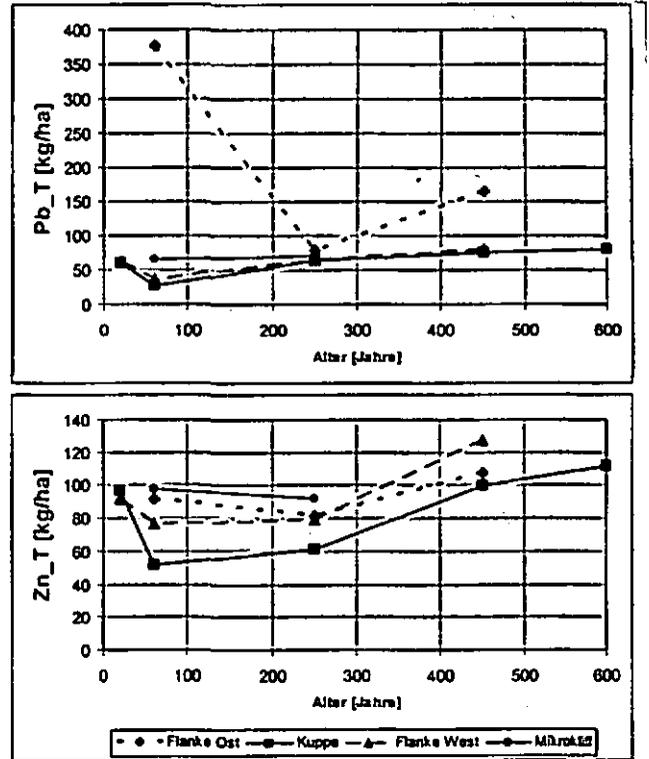


Abb. 3: Anreicherungen von Gesamt-Blei und Gesamt-Zink

C	K: 650*; 290 F: 1100*; 400	Hemmung des Abbaus organ. Substanz im anaeroben Milieu
N	K: 53*; 30 F: 100*; 35	Hoher Anteil in organischer Bindung; Zufuhr durch Dung
P	K: 0,3; 0,07 F: 0,14; -0,3 (0,06)	Zufuhr durch Meeres-Phosphate, Dung und Verwitterung
K	K: 1,15 F: 2,39	Zufuhr durch Verwitterung von Silikaten, Tonmineralen und durch Salzwasser
S	K: 1,6 F: 15,0	Zufuhr durch Meeres-Sulfate; Ausfällung von Sulfid bei niedrigem Redoxpot.
Pb	K: 0,12 F: 0,11	Hoher Eintrag eventuell durch Jagdmunition, geringerer über das Meerwasser
Zn	K: 0,12 F: 0,09	Eintrag über Meerwasser

Tab. 1: Mittlere jährliche Stoffanreicherungen in kg/ha zwischen 60 und 450 Jahren Alter (* 20 - 60) und beteiligte Prozesse (K= Kuppe, F= Flanken)

4. Schlussfolgerungen

Die mehr oder weniger starken Anreicherungen der untersuchten Stoffe finden überwiegend in den torfigen bzw. humosen Horizonten statt, die mineralischen Unterböden sind demgegenüber relativ arm. In den überwiegend sandig-kiesigen Strandwallböden kommt den erstgenannten Horizonten daher die entscheidende Rolle bei der Versorgung der Pflanzen mit Nährstoffen, aber auch bei der Belastung mit Schwermetallen zu.

Entwicklung einer Methode zur Beschreibung flächenrepräsentativer Leitböden der Moore: Chemisch- Physikalische Kennzeichnung

Michael Zauft, Holger Fell, Jutta Zeitz

Einleitung

Moore bedecken etwa 5% der Landesfläche der Bundesrepublik Deutschland. Davon sind allerdings weniger als 1 % der gesamten Moorflächen in einem natürlichen Zustand. Bedingt durch die intensive landwirtschaftliche Nutzung wurden deren Bodeneigenschaften stark verändert. Für ausgewählte flächenrepräsentative Leitböden der Moore konnten im Rahmen dieses Forschungsvorhabens physikalisch-chemische Kennwerte abgeleitet werden.

Methoden

Die Auswertung der Labordaten dient der Kennzeichnung der Substrate und Horizonte mit physikalisch- chemischen Parametern. Bei der Auswertung von Daten unterschiedlicher Bundesländer und unterschiedlichen Alters sind die zugrunde liegenden Untersuchungsmethoden zu beachten. Es werden nur solche Labordaten verglichen, die mit einheitlichen Methoden ermittelt wurden.

Die Auswertung erfolgt nach dem in BAURIEGEL (2000 und 2004) beschriebenen Konzept der Substrat-Horizont-Kombinationen (SHK), das darauf basiert, dass für die Merkmale und Eigenschaften eines Horizontes im Wesentlichen die Pedogenese in einem bestimmten Substrat verantwortlich ist.

Somit müssen in Bereichen mit vergleichbarer Pedogenese und Substrat auch die bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften vergleichbar sein. Den Leitprofilen können mit Hilfe dieses Ansatzes über die charakteristischen SHK die entsprechenden Kennwerte zugewiesen werden. Die chemischen und physikalischen Eigenschaften einzelner SHK werden dabei anhand der Tiefenstufen zur Ansprache eines Substratwechsels, die in der Bodenkundlichen Kartieranleitung aufgeführt sind (0-3 dm, 3-7 dm, 7-12 dm und zusätzlich 12-20 dm), aus dem Datenbestand ermittelt. Diese Vorgehensweise sichert eine gute Vergleichbarkeit der SHK und in Anbetracht des teilweise geringen Datenumfanges ausreichende Datenmengen zur chemisch-physikalischen Kennzeichnung. Lediglich der Datenbestand des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommerns sowie ein geringer Teil der Daten des HU-Moorarchivs lassen die Bildung von SHK zu. Für die anderen

Datenbestände wird die Vorgehensweise zur Ausweisung der bodenchemischen und - physikalischen Kennwerte mit derselben Methodik aber auf Substrat- oder Horizontniveau durchgeführt.

Ergebnisse

Detaillierte bodenkundliche Aufnahme­daten mit Substrat und Horizont liegen für die Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern und Brandenburg vor. Die Ergebnisse verdeutlichen den Einfluss der anthropogen initiierten Pedogenese auf die Bodeneigenschaften. Trockenrohdichte und Substanzvolumen nehmen mit steigender Tiefe deutlich ab, Porenvolumen und Kohlenstoffgehalt steigen entsprechend an (Abb. 1 und Abb.2).

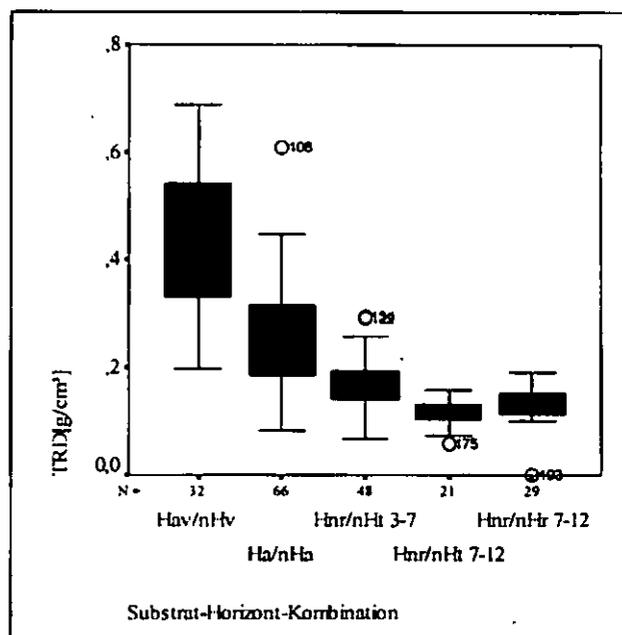


Abbildung 1: Trockenrohdichten der SHK unterschiedlicher Tiefenstufen [dm] des Leitprofils Durchströmungsmoor

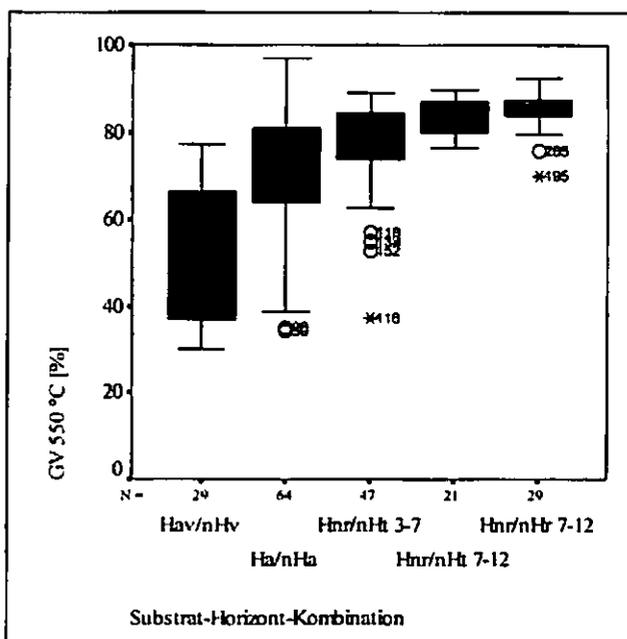


Abbildung 2: Glühverluste von SHK unterschiedlicher Tiefenstufen [dm] des Leitprofils Durchströmungsmoor

Im Rahmen des Forschungsvorhabens konnten die SHK der Leitprofile nahezu vollständig mit Daten hinterlegt werden. Für die Leitprofile wurden hieraus Datenblätter zusammengestellt, die die Bodenkennwerte zu den wichtigsten Bodeneigenschaften angeben. Darüber hinaus wurden auch Bodenkennwerte zu SHK bereitgestellt, die nicht in den Leitprofilen vorkommen aber häufig als NebenkompONENTEN anzutreffen sind (z.B. SHK aus Schilf- und Erlenbruchtorfen). Anhand des umfangreichen Datenmaterials aus dem Moorarchiv der Humboldt-Universität konnte nachgewiesen werden, dass Torfarten gleicher Tiefe und unterschiedlichen Zersetzungsgrades sich in ihren Eigenschaften unterscheiden (Abb. 3), z.B. sinken die Kohlenstoffgehalte bei zunehmender Zersetzung der Substrate bei gleichzeitigem Ansteigen der Trockenrohddichte.

Der Einfluss der Entwässerung auf die Eigenschaften der Torfe und Mudden wird durch die Ergebnisse zu Torf- bzw. Muddearten gleicher Zersetzungsgrade und unterschiedlichen Tiefenstufen deutlich (Abb. 3 und Abb. 4). Mit zunehmender Lagerungstiefe der Substrate nehmen z.B. die Trockenrohddichte von Seggentorfen und Kalkmudden trotz höherer Auflast ab (Abb. 3 und Abb. 4). Die höchsten Trockenrohddichten sind somit im oberen Teil der Profile (3 bis 7 dm Tiefe) vorzufinden, der auch der von Entwässerung am stärksten Beeinflusste ist (Bereich der nHt und nHw- Horizonte). Der Einfluss der Pedogenese auf die Bodeneigenschaften von Torfen ist somit größer als der der natürlichen Sackung durch steigende Auflast.

Schlussfolgerungen

Erstmals konnten für große Teile Deutschlands flächenrepräsentative Leitprofile der Moore mit dazugehörigen Bodenkennwerten bereitgestellt werden. In einigen Bundesländern bestehen allerdings Defizite bei der Ansprache der Moorböden, die die Qualität der Daten einschränken. Um die Auswertbarkeit der Daten darüber hinaus zu verbessern, sollten zukünftig einheitliche Methoden für die Bestimmung der wichtigsten Bodenkennwerte verwendet werden.

Literatur

BAURIEGEL, A. (2000): Das Flächenbodenarchiv für das Land Brandenburg. Horizonte, Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Band 3. Institut für Bodenkunde der Universität Hannover, pp.107-118.

BAURIEGEL, A. (2004): Methoden zur Ableitung und Parametrisierung von flächenbezogenen Profil- und Horizontdaten – Am Beispiel der Bodenübersichtskarte des Landes Brandenburg im Maßstab 1:300 000. Diss. Humboldt-Universität zu Berlin, FG Bodenkunde und Standortlehre

Danksagung:

Dieses Projekt wurde im Auftrag der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover durchgeführt und finanziell gefördert.

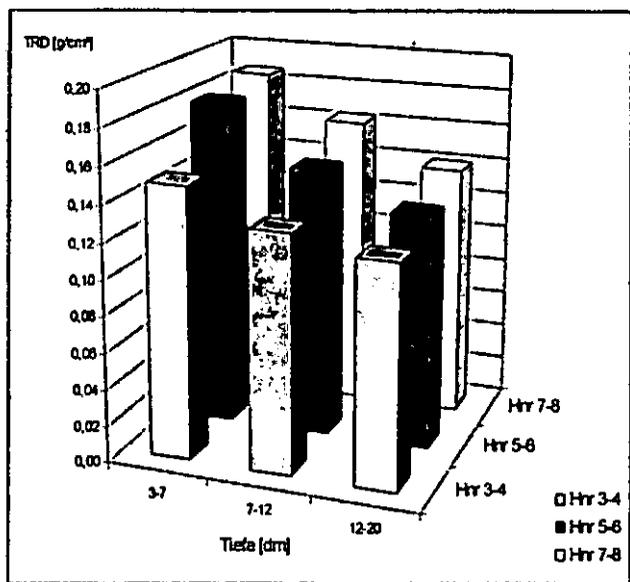


Abbildung 3: Trockenrohddichten (Mediane) von Radizellentorfen (Hnr) unterschiedlicher Tiefenstufen und Zersetzungsgrade

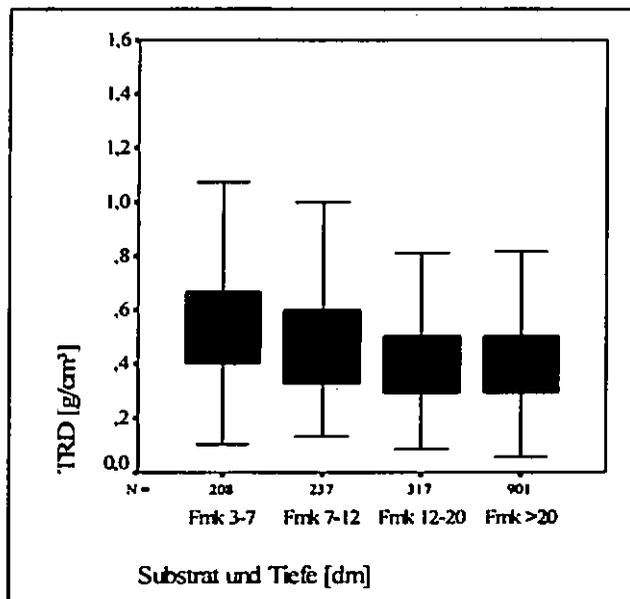


Abbildung 4: Trockenrohddichten von Kalkmudden (Fmk) verschiedener Tiefenstufen

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**Beiträge des Deutsch-Osteuropäischen Symposiums der Kommission V
„Bodengeographie und Bodenklassifizierung“**

Band 107

Heft 1

2005

WRB as Key to the New National Classification of Soils in Lithuania (1999)

V.V. Buivydaite¹, A. Motuzas²,
R. Vaisvalavičius³

Introduction

In Lithuania were used several different soil classification systems. One of main has been presented in the Systematic List of Soils of the Baltic States, it has been published in 1953 in Pcovvedeniye. This system with corrections in 1965, 1979, 1992 and updates in 1996 has been used until 1998 and used now in the soil database as General Systematic List of Soil Typological Units (STU) of Lithuania (TDV-96). In 1999 has been finalized new Classification of the Soils of Lithuania (LTDK-99) based on FAO-Unesco Soil Map of the World revised legend (1990, 1997) and WRB (1998).

Material and Methodes

The proper study of the terrestrial environment, of which the soil is the main natural component, required the ability to integrate and manipulate a large amount of data from various points of landscape, i.e. spatial data generated by soil surveys conducted for many years by the State Land Survey Institute (VZI) and soil investigations and research by the Lithuanian Institute of Agriculture (LZI), Lithuanian Forest Research Institute (LMI) and Lithuanian University of Agriculture (LZUU).

The genetic soil classification of Lithuania since 1953 used in agriculture and forestry due to the start of creation of the Lithuanian Soil Database in 1996 has been newly revised and correlated, set up the General Systematic List of Soil Typological Units (STU) of Lithuania TDV-96. It has 98 STU and been used as a background of the new comprehensive classification of soils of Lithuania. There was an attempt not loose the knowledge and some work on soil genesis. During the working period on the soil classification in the first version major soil groups and subgroups has been comprised with FAO-UNESCO Soil Map of the World, 1990, latter on, for the last version classification of the soils of Lithuania (LTDK-99) – with Soil Map of the World Revised Legend with

corrections and updates, 1997. As basis for third and lower levels soil typological units has been used World Reference Base for Soil Resources (WRB, 1998). LTDK-99 has been developed to help encourage all scientists and agriculturists to use the same soil nomenclature, to use the same basic system, and, soil typological units third level for more detailed work is proposed. There are intended to ensure that the soils information would be easily available and interpreted for use by land users (farmers), planners and scientists.

Results and Discussion

The genetic soil classification of Lithuania since 1953 used in agriculture and forestry due to the start of creation of the Lithuanian Soil Database in 1996 has been newly revised and correlated, set up the General Systematic List of Soil Typological Units (STU) of Lithuania TDV-96. It has 98 STU and been used as a background of the new comprehensive classification of soils of Lithuania. There was an attempt not loose the knowledge and some work on soil genesis. During the working period on the soil classification in the first version major soil groups and subgroups has been comprised with FAO-UNESCO Soil Map of the World, 1990, latter on, for the last version classification of the soils of Lithuania (LTDK-99) – with Soil Map of the World Revised Legend with corrections and updates, 1997. As basis for third and lower levels soil typological units has been used World Reference Base for Soil Resources (WRB, 1998). LTDK-99 as the WRB has been developed to help encourage all scientists and agriculturists to use the same soil nomenclature, to use the same basic system, and, soil typological units third level for more detailed work is proposed. There are intended to ensure that the soils information would be easily available and interpreted for use by land users (farmers), planners and scientists.

In the new publications (Lithuanian Soils, 2000, 2001) there are described not only soils of the country but also on the basis of the WRB explanation of diagnostic and other horizons, diagnostic and some other properties, diagnostic and other soil materials. Other characteristics in relation to the soil name, soil colour and clay content might be among the differentiating characteristics for a particular soil. On the basis of these characteristics and organic-matter content there are also given explanations of the soil master horizons and/or layers. It helps to name the soils. In Lithuania there are hundreds of different kinds of soils. There are 12 major groups of soils in Lithuania – I level of the classification: Regosols (RG); Leptosols (LP); Cambisols (CM); Luvisols (LV); Planosols (PL); Albeluvisols (AB); Arenosols (AR); Podzols (PZ); Gleysols (GL); Histosols (HS); Fluvisols (FL); Anthrosols (AT). There are given explanations of the formative elements of soil

*Department of Soil Science and Agrochemistry,
Agronomy Faculty, Lithuanian University of
Agriculture, Studentu St. 11, LT-53361 Akademija,
Kaunas R., LITHUANIA (Lietuva)*

¹ e-mail: vanda.buivydaite@lzuu.lt

² e-mail: algirdas.motuzas@lzuu.lt

³ e-mail: rimantas.vaisvalavicius@lzuu.lt

typological units of the 46 soil subgroups – II level of the classification. Additional characteristics are associated with 188 soil typological units of the III and 12 units of IV level and 43 differentiations on a soil phases level. For the particular group of soils the soil phase would apply to a soil having differentiating characteristics, and it is in the soil definition.

The parent material of soils in Lithuania varies in the age and genesis. Most common are Quaternary deposits. Prevailing glacial deposits are: moraine, glaciofluvial and limnoglacial. In some places there are plots covered by alluvial, eolian and organic deposits. Because of that there are great differentiation and variety of soils and very complicated soil cover structure in Lithuania. Preliminary data shows that Albeluvisols occupy 30 proc. of the whole territory, the Luvisols 27 proc. with prevailing among them Cal(car)ic Luvisols (35 proc.) and Gleyic Luvisols (34 proc.). Quite wide areas are with prevailing Cambisols (13 proc.), Arenosols (12 proc.) and Podzols (11 proc.) mainly in forest areas. In smaller areas, in the depressions 5.3 proc. are Gleysols and Histosols.

It was not easy the taxons of genetic classification to combine with the World Soil Map Legends and WRB, because the old classification of soils of Lithuania in some cases was to detail in other cases to rough. Also there were many discussions on differentiation of the Cambisols and putting them as the one of the prevailing soil groups.

Conclusions

Existing information on soils of Lithuania may be sufficient for some needs, whilst performance of additional investigation is required for the needs of the other areas. Because over the past two decades, responsibility for the organization of soil survey has passed from central government organizations to independent institutes, universities and private sector consultancies, there is a great danger of a lack of uniformity of methodology, use of different classification systems, and a general lack of coordination between the soil mapping groups. Bringing together the information from these different sources into an integrated system will prove increasingly difficult as more and more information is collected.

Due to large scope of information on soils, wide range of applications and diversification of source data, the effectiveness of utilization of such data by means of conventional methods decreases. Therefore it is necessary continue to create geocoded or georeferenced soil information system of Lithuania it would utilize the contemporary information technology. They should meet criteria of the Geographical Information Systems (GIS),

independently from the level of details and the size of areas.

Soil is an ever-changing system. The need for new methods of soil research, for new information to be integrated, socially responsible for sustainable development of our country have not only theoretical but also practical sense. In Lithuania there are areas where from point to point in accordance with conditions of drainage and erosion and parent material soils vary very much. In such areas it is not enough to use geographic methods of soil cartography. There is need to adopt updated soil cartography methods and terrain modelling. Such a perspective allows a systematic appraisal of soil cover and division of the land surface into integral territorial units (systems) for investigation.

Acknowledgements

Classification of the Soils of Lithuania (1999) based on WRB is a result of the research work carried out at the Soil Science and Agrochemistry Department of LZU, the Department of Forest Soils, Typology and Hydrology of LMI (M. Vaicys), and the Soil Science Department of VZI (J. Juodis). The work has been done with support of the members of scientific working group – soil scientists from Agrochemical Research Centre the LZI and Klaipeda University.

References

- Buivydaite, V.V., Vaicys, M. (1996). Conformation of Soil Classification of Lithuania to the World Soil Map Legend. *Geografija T. 32: Vilnius.* 43–57. Lithuanian, Summary – English.
- FAO-UNESCO (1974). *Soil Map of the World – Legend.* UNESCO, Paris, France. 62.
- FAO-UNESCO (1990). *Soil Map of the World – Revised Legend.* World Soil Resources Report 60. FAO, Rome, Italy. 120.
- FAO-UNESCO (1997). *Soil Map of the World Revised Legend with corrections and updates.* Technical Paper 20. ISRIC Wageningen. 140.
- ISSS-ISRIC-FAO (1998). *World Reference Base for Soil Resources.* World Soil Resources Reports 84. FAO, Rome. 88.
- Nachtergaele F., Remmelzwaal A., Hof J., Van Wambeke J., Souirji A., Brinkman R. (1994). *Guidelines for Distinguishing Soil Subunits.* Proceedings of the 15th World Congress of Soil Science. Volume 6a. Acapulco, Mexico. 818–833.
- Soils of Lithuania (2000). Monography. Vilnius, Lietuvos mokslas. Kn. 32. 1244. Lithuanian, Summary – English.
- Classification of the Soils of Lithuania (2000). Vilnius, Lietuvos mokslas. Kn. 34. 137. Lithuanian, Summary – English.

Translation of nationally classified soil maps into international standard nomenclatures – methodological approach in Germany –

by
 Reinhard Hartwich¹
 in collaboration with
 Rainer Baritz² and Stefanie Thiele¹

Introduction

15 Geological Surveys of the 16 Federal States or "Laender" and the national institute Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) are the responsible agencies for soil mapping in Germany. Despite the federal structure in Germany, the content of soil maps is still comparable among the "Laender" because soil mapping is based on a standardised, nation-wide accepted Soil Mapping Guide – Bodenkundliche Kartieranleitung. This guide regulates the procedure of soil mapping for all of Germany by providing soil type and substrate type classification keys and parameter descriptions for harmonized data acquisition. The mapping guide also contains the corresponding WRB soil units.

The development of soil maps is strictly divided between the national soil surveys and those of the "Laender". The latter have the main task to produce soil maps at federal state level using the German classification whereas the federal soil survey designs overview maps of Germany and at EU-level applying the German as well as international classifications like FAO and WRB.

Translation history

In the past there were already some efforts to transfer the German soil classification into international nomenclatures. LIEBEROTH (1981) correlated the East-German classification with the FAO/UNESCO-Soil Map of the World. EHWALD (1991) compared the soil horizons and soil units from East- and West-Germany with those of England, France, Russia, USA and FAO. In the framework of the Polish-German cooperation, a comparison of the Polish and German systematics with WRB- and FAO-nomenclatures was made by MARCINEK, BLUME and FILIPINSKI (2000).

In order to produce soil maps with international nomenclatures, translations are needed which not only compare the soil types but also look at all basic data which are gathered corresponding to national rules. An example for that is given by JAHN and JOISTEN (2001) with the international project – "sheet Zittau 1:50,000". They have produced a guideline for the preparation of this map transferring the basic data from the German-, the EC- and the SOTER-Guidelines.

Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
¹ Dienstbereich Berlin, Wilhelmstr. 25–30, 13593 Berlin
² Stilleweg 2, 30655 Hannover

Translation problems

A first problem is that a soil type of the German classification often corresponds to more than one FAO- or WRB-Soil Group. With reference to the translation, the German soil nomenclature can be divided into three groups:

1. sufficiently comparable soil types, e.g. the German "Podsol" which corresponds to a "Podzol" according to WRB,
2. more or less comparable, e.g. "Vega" which can be "Fluvisol" or "Cambisol",
3. difficult or not clearly identifiable e.g. "Braunerde", which can be translated into "Cambisol", "Arenosol", "Andosol", or even "Umbrisol".

A second problem is that both classifications are based on partly different diagnostic criteria, and more important, on different definitions. For example:

- thickness of horizons and layers,
- different soil texture classes,
- transitional soil types which are specific to the German classification.

The thickness of the weathered top soil overlaying solid rock is important for the designation of the soil type.

Example Pararendzina:

Thickness of the weathered top soil	Translation to WRB-Reference Group
< 30 cm	Leptosol
>30 cm	Regosol

The soil texture is also important for the designation of the soil type. But the German texture triangle is much more detailed than the international one and therefore, an adaptation is necessary.

Example Braunerde:

Texture	Translation to WRB-Reference Group
medium and medium fine	Cambisol
coarse	Arenosol
fine to very fine	Vertisol

For several transitional soil types in Germany, direct corresponding soil units in FAO90/WRB were not found, for example:

German transitional soil type	no 1:1 translation possible	possible translation
Pseudogley-Pelosol	Stagnic or Gleyic Vertisol	Stagni-Eutric Vertisol
Braunerde-Ranker	Cambisol Leptosol	Leptic Cambisol

Some analytical data required by WRB are often not available:

- chroma of the Ah-Horizon,
- thickness of horizons if the data are given in depth classes,
- base saturation,
- degree of human influence.

The lack of such data often prohibits or hampers the translation work.

How to solve the translation problems?

Genetic soil types are an integral component of a specific ecological landscape pattern. They represent clear relations to

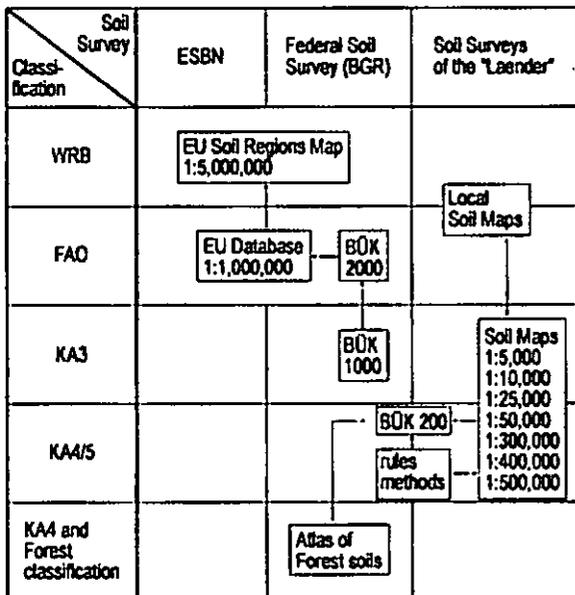
- topography / physiography,
- parent material,
- water conditions,
- land use,
- climate.

The auxiliary information received from the "soilscape model" can be utilised to translate more accurately.

In order to support the translation of German soil data into FAO90/WRB, the development of a "Key for the transfer of soil data" has been started by BGR. A new version is planned which will be able to translate between the German Soil Mapping Guide and the FAO90/WRB units at the property level. It is intended to fulfil all the requirements articulated in the "Manual of Procedures of the Georeferenced Soil Database for Europe".

Examples for German soil maps with international classifications

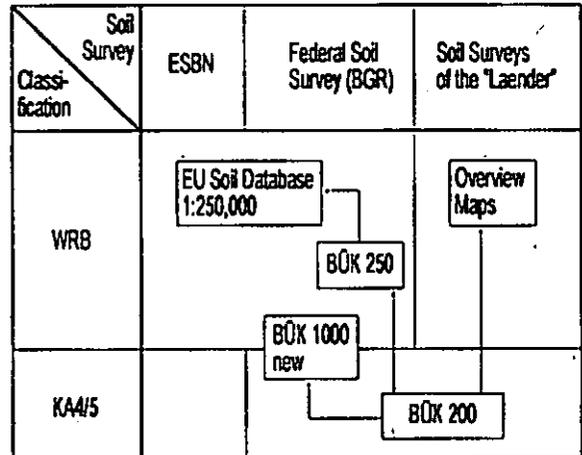
In the scheme presented below, existing soil maps with different classifications are shown.



The scheme demonstrates that the soil surveys of the "Laender" produce soil maps at various scales according to different editions of the German Soil Mapping Guide. Some of these maps are already translated into the FAO- or WRB-nomenclature. At the national level, the federal soil survey (BGR) has

compiled an overview map of Germany 1:1,000,000. The legend has been translated into FAO90, and the data were incorporated into the European Soil Geographical Data Base. The EU Soil Regions Map 1:5,000,000 version 2.0, which has been elaborated in collaboration with the European Soil Bureau Network (ESBN), already contains a mapping legend adjusted to the WRB-nomenclature.

The next scheme presents the planned maps with the corresponding different soil classifications.



All future soil maps for international purpose will no longer consider the FAO revised legend but exclusively represent the WRB-classification. The 1:200,000 soil map of Germany will form the basis for all the new maps: (i) overview maps realised by the soil surveys of the "Laender", (ii) overview map at scale 1:1,000,000 with a legend considering the German and WRB-classification, (iii) overview maps at scale 1:250,000, and finally (iv) the "Translation of the basic data for the EU soil database 1:250,000" which is in preparation in collaboration with the European Soil Bureau Network.

References

Ad-hoc AG Boden (1994, 2005): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. / 5. Aufl.; Hannover
 EHWALD, E. (1991): Bodenhorizonte und bodensystematische Einheiten Mitteleuropas im internationalen Vergleich; PGM 135; Gotha
 FAO (1990): Soil map of the world - Revised Legend; World Soil Resources Report 60; Rome
 FAO (1998): World Reference Base for Soil Resources; World Soil Resources Reports 84; Rome
 JAHN, R. & H. JOISTEN, (2001): International Project - Sheet Zittau, Correlation Table and Guidline for Soil Description (unpublished)
 LIEBEROTH, I. (1981): Zuordnungsrahmen zwischen den Einheiten der DDR-Bodenklassifikation und den Einheiten der neuen FAO/ UNESCO-Weltbodenkarte; Archiv für Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenkunde 25, H. 9; Berlin
 MARCINEK, J., BLUME, P.-H. & M. FILIPINSKI (2000): Comparison of four systems of soil classification; Polish Society of Soil Science; Wrocław

An approach for classification of soil series within the world reference base of soil resources (WRB-RSS)

R. Jahn¹

Problem:

During the work on the International Soil Map, Sheet Zittau (Joisten *et al.*, 2002), we found that many mapping units which are well distinguished by the soil series (means German Bodenform, = soil unit including texture class, stratigraphy, lithology and genesis of parent material) of the German soil classification but not by the WRB lower level soil unit (WRB; FAO, 1998). WRB distinguishes lower level units only in a few reference soil groups by texture (siltic, arenic, skeletal, hyperskeletal; if not qualifiers of overriding importance are present). An information about the parent material (with the exceptions of calcareous, gypsireous and anthropogeomorphic materials), which influences the physical and mineralogical properties more than soil forming processes especially in less and medium weathered soils, is not given.

Solution:

Comparable to the German "Substratklassifikation" (DBG, 1998) a simplified frame was developed and used to combine information about texture, parent material and discontinuities at depth with the genetic soil unit as Reference Soil Series (RSS). Threshold values defined in WRB have been used. The information can be used as coded suffix combined with the code of the WRB soil subunit.

Example: (Mapping unit 12)

Dystric Cambisol, silt loam from loess over skeletal sand from glacio fluvial gravely sand

dyCM: SiL(UE1, UV2)/skS(UV2)

1 2 3 4 5

1 = Coding of soil unit after WRB (FAO, 1998).

2 = Coding of texture class of total soil for upper part of the soil body.

The texture class for the fine earth is used according to FAO (1990) and combined with the content of coarse fragments in the following way:
 SiL = silt loam with coarse fragments <10%
 SkSiL = skeletal silt loam with coarse fragments of 10-40% (by weight)

SiLsk = silt loamy skeleton with coarse fragments of >40% (by weight) = skeletal.
 Sk = hyperskeletal after WRB (FAO, 1998).

3 = The parent material is given in descending order of importance from left to right within brackets. For coding purposes, an extended list of the hierarchical SOTER-list lithology (FAO, 1995) is used (see Tab. 1).

4 = A change of material in depth (either by texture or by parent material or by both) is coded with:
 ... \ ... as "shallow ... over" if occurring in a depth between 0-3dm,
 ... / ... as "over" if occurring in a depth between 3-7dm (the intermediate of 5 dm is corresponding with WRB-epi and -endo), and
 ... // ... as "over deep" if occurring in a depth between 7-12dm.

5 = The lower part of the soil body is described according to 2 and 3.

Further rules in describing texture and parent material are:

e.g.: SkSiL(UE1, UV2/UV2) if no change in texture but in parent material,

e.g.: SiL/SkSiL(UE1, UV2) if no change in parent material but in texture,

e.g.: .../R (and lithology) means: over massive rock instead of textured material,

Horizons are combined to one complex and described with the average if not more than one of the three parameters: (i) texture (fine earth) (ii) coarse fragments and (iii) lithology differs for one class. Thin (extension < 2 cm) horizons are neglected.

Tab. 1: Hierarchy of lithology for unconsolidated materials (SOTER; FAO, 1995; *) extended)

group		type	
UF	fluvial	UF1	*fluvial loam (<10% skeleton)
		UF2	*fluvial sand (<10% sk)
		UF3	*fluvial gravely sand (10-40% sk)
		UF4	*fluvial gravel (>40% sk)
UL	lacustrine	ULG1	*glacio lacustrine loam (<10% sk)
		ULG2	*glacio lacustrine sand (<10% sk)
UM	marine	here not relevant	
UC	colluvial	UC1	*loam (<10% sk)
UE	colian	UE1	*loess
		UE2	*sand loess
		UE3	*colian sand
UG	glacial	UG1	*glacial till of ground moraine
		UG2	*glacial till of end moraine
UK	*kryogenic	UK1	*periglacial rock debris (>40% sk)
		UK2	*periglacial solifluction layer
UP	pyroclastic	here not relevant	
UV	*glacio fluvial	UV1	*glacio fluvial sand (<10% sk)
		UV2	*glacio fluvial gravely sand (10-40% sk)
		UV3	*glacio fluvial gravel (>40% sk)
UO	organic	here not relevant	
UT	*technogenic	UT1	*building rubble
		UT2	*garbage
UU	*unspecified	UU1	*clay (<10% sk)
		UU2	*loam (<10% sk)
		UU3	*silt (<10% sk)
		UU4	*sand (<10% sk)
		UU5	*gravely sand (10-40% sk)

The texture classes correspond with FAO (1990)

Materials (natural and technogenic), deposited by man, are coded with: d-XXX = dumped, s-XXX = sluiced

Discussion and testing the system:

WRB, a worldwide system for soil classification with 578 subunits (second level) is able to distinguish the soil cover with approximately the same accuracy than national (genetic) classification systems (the German System, for example, represents 209 subunits on the confined territory of Germany). In the sheet Zittau,

¹Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung
 Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg
 Weidenplan 14, D-06108 Halle
 e-mail: reinhold.jahn@landw.uni-halle.de

classification according to WRB yielded almost exactly the same number of soil units (10 reference soil groups and 25 2nd level units) as classification according to, for example, the German soil classification (11 soils at type level and 24 at subtype level). 60 mapping units, however, were necessary to adequately represent the much smaller number of soil units in terms of soil functions and soil ecology.

The gap between the number of mapping units and the number of soil units is a result of the very diverse parent materials found in the region. For example, we have 7 mapping units with Dystric Cambisols and 9 mapping units with Eutri-Anthropic Regosols, which have all different parent materials and/or texture classes. This points out the necessity to differentiate the soil body not only in terms of a genetically based classification system. At the level of soil series (genetic soil unit combined with texture class and parent material) the area is very well differentiated, making the map very useful for land use planning and land evaluation.

We tested the system to evaluate the available water capacity (aWC) for the 0-10 dm depth (Fig. 1). The reference (best fit) was based on the German profile descriptions (extended legend) according to *AG Boden* (1994) using 31 texture subclasses and six classes of coarse materials content.

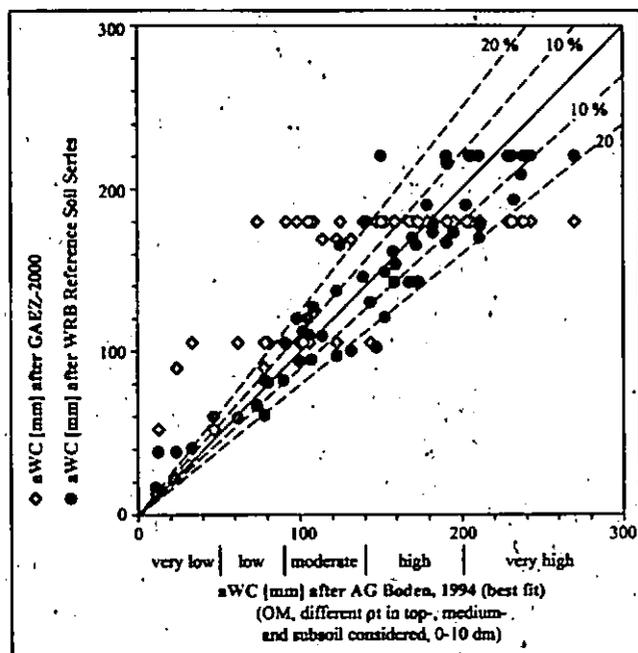


Figure 1: Comparison of different estimated available water capacity (0-10 dm)

aWC was calculated for every horizon taking into account texture, content of coarse fragments, bulk density and OM content and using the pedo-transfer function for aWC of *AG Boden* (1994) and summing up for the 0-10 dm depth. The estimated aWC for the WRB-RSS was based on the codes of the reference soil series (short legend) and it was calculated for layers from 0 - 1.5 - 5 - 10 dm taking texture (FAO classes) and fragments (4 classes) into account. The aWC data of *AG Boden* (1994) have been interpolated to the FAO texture classes. Once more, we estimated, for comparison purposes, the soil

moisture storage capacity for the soil units of the soil map of the world (6 classes) according to the Global Agro-Ecological Zones (*FAO/IIASA*, 2000). The results are shown in Fig. 1. From the 59 dominant soils, when RSS is compared to the reference method, 80 % of the soil are in the same class, 7 % are one class less and 14 % are one class higher. Moreover, 46 % differ in a range of 0 to ± 10 %, 30 % in a range of ± 10 to ± 20 % and 24 % for more than ± 20 %. Based on the Global Agro Ecological Zones - 2000, only 41 % have been in the same class, 20 % one class less and 39 % have been one or two classes higher.

Conclusions:

At the classification level of the here proposed "soil series" (= genetic soil unit combined with texture class and parent material), the soils of the international soil map "Zittau" are very well differentiated. Based on such information, ecological properties, e.g. available water capacity, may be much easier and more precisely derived than from a pure pedogenetic soil map.

This frame to combine the genetic soil unit with texture class and parent material related information may easily be extended to include other primary soil constitutes like calcareous and gypsireous materials to create a system of reference soil series. Information of this kind are now found selectively for some reference soil groups in WRB within the formative elements for lower level units and are rather of constitutional than of pedogenic nature.

The proposed framework allows to represent functional soil information together with genetic soil information. It renders such descriptive adjectives obsolete that are not related to pedogenesis ("siltic"; "arenic", "skeletal", "anthropogeomorphic").

Literature:

AG Boden, 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Hannover.
DBG; AK für Bodensystematik der DBG (1998). Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 86.
FAO/IIASA, 2000. Global Agro-Ecological Zones (Global - AEZ) <http://www.iiasa.ac.at/Research/LUC/GAEZ/index.htm>
FAO; *FAO*, *ISRIC* (1990): Guidelines for Profile Description. 3rd Edition, Rome, Italy.
FAO; *ISSS*, *ISRIC*, *FAO* (1998): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Report 84, Rome, Italy.
FAO; *UNEP*, *ISSS*, *ISRIC*, *FAO* (1995): Global and National Soils and Terrain Digital Database (SOTER). Rome, Italy.
Jahn R., *H. Joisten & C Kabala*, 2003. Vorschlag einer einfachen Substratsystematik für die World Reference Base of Soil Resources (WRB) - Erzielbare Auswertungen demonstrier für die nFK der Leitbodenformen am Beispiel der internationalen BK 50, Blatt Zittau. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 102/2, 499-500.
Joisten, H., 2002. The first international soil map in a scale of 1:50,000 between the states Germany, Poland and Czechien, „BK50 Zittau“. Abstracts 17th World Congress of Soil Science Vol. II, 827

The German handbook for soil mapping and soil classification

Background of the Soil Mapping Guide

1)
Herbert Sponagel

The soil description in Germany has a long tradition but, after the Second World War it had its new beginnings with the formation of the German federal states and the creation of the geological surveys.

In 1965 the first common soil description was named: "Die Bodenkarte i.M. 1: 25 000 - Anleitung und Richtlinien zu ihrer Herstellung" (guidelines for the production of a soil map at scale 1:25 000). It was published by „Federal Institut for soilsience“ in co-operation with the regional soil surveys of the German federal states. From that time about every ten years a new edition of the soil mapping guide was published: the editions 2, 3, 4 and finally this year the edition number 5.

In the handbook the soil descriptions are all build up systematically. They document the progress in research in soil sciences in general and specifically in soil mapping and, moreover, the transfer of soil data to soil maps.

From 1990 to 1994 the editorial board worked out the 4th edition of the soil mapping guide. During that time both parts of Germany were reunited and the editorial board was extended by the colleagues from the former GDR. These colleagues were able to contribute to the handbook and they brought in parts of their soil description TGL into the KA 4 after adequate arrangements and field research.

Based on the common fourth edition of the German Soil Mapping Guide (KA4) now, 11 years later, the new handbook "Bodenkundliche Kartieranleitung"(KA5) 5.edition was published.

One of the main items of the KA5 is the form for the soil profile description. It fulfils different functions:

1. Navigation through the soil mapping guide, because the different

chapters are organised following the form.

2. Arrangement and structuring of the soil profile description in the field. (general data, site description, horizon data, profile designation)
3. Classification of a full version and a short version of the description for soil mapping

The form consists of a total of 58 data fields. A few of them are subdivided by the letters a-e, so we have a total number of 66 columns which are to fill in. Additionally there are 4 unnumbered columns serving for characterizing the samples.

In the form there are some data field with a grey background. These serve for an abbreviated description if not all datasets are needed. In this shortened dataset we find especially attributes which are essential for the most important methods of analysing.

General remarks on soil description

By creating the fifth edition of the soil mapping guide it was the purpose to transfer well-tried information, to complete the incomplete and to add new information to the old edition. The emphasis was put also on transferring the present identification codes of the KA4 in order to keep the continuity. Only in some really specific and justified cases a change of the identification code was accepted.

The organisation of the data which are to be collected is arranged in different hierarchies, so that a soil scientist inexperienced in soil mapping can use this modular construction system to approach the problem.

2 examples:

"Sand" as a kind of soil texture: we can address "Sand" on the level of the texture group but we can also address it more precisely as loamy sand, silty sand etc. or we can classify "Sand" even more into fine sand, middle sand, coarse sand, etc..

Another example clarifies the system of the different hierarchies within the substrates. The substrate can, if necessary, be classified in different hierarchies: substrate class - substrate - type substrate subtype

The arrangement to be able to work in different hierarchies is not only helpful for field work but also for the analysis of the profiles and for the creation of the legends of soil-maps where we usually have to aggregate the data. For this purpose we created the mentioned procedure.

Remarks on the content of the Soil Mapping Guide

In the new Soil Mapping Guide (KA5) there is a table of parent material. And, for the first time this list is adapted with the rock lists of the geologists. Our list of parent material is an interface to the different databases. This is mentioned because it is the first time after many years of common soil mapping that we have such agreement with the geology.

Related to the soil-systematic the handbook contains improvements and updates. If they are more than compilation they were coordinated with the working group on soil classification of the German Soil Science Society.

The following improvements should be mentioned in this context:

The section "swamps", or moor, will be now one category. The class of strand soils (mostly sandy soils with beginning of soil formation) are newly established in the section of semi-terrestrial soils.

Another innovation is the designation key for sections, classes and types. Also for the first time the qualitative modifications of the subtypes were arranged, what means that for all subtypes exists a table of varieties:

humus form, base saturation, water balance, soil colour, precipitation, geogenetic attributes, pedogenetic attributes, land use.

The chapter about the distribution of soils in the field (area descriptions) is also a little bit more capacious.

Next to the very detailed text about the procedure of finding the soil mapping units and of the textual description, there are presented catenas showing the relations between soil and landscape and describing soil communities.

The part B of the German Soil Mapping Guide contains the different methods for the data interpretation. For this evaluation we got a huge amount of tables with soil-physical and soil-chemical parameters in the handbook. Many characteristics, especially about soil water balance based on widespread data (16,000 data), are newly calculated by the geological surveys and universities and give an update of older characteristics.

Also new is an extensive glossary in which the most important terms of soil science are explained.

References:

AG BODEN (1965): Die Bodenkarte 1:25000 1.Auflage,Hannover.

AG BODEN (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung.3.Auflage,Hannover.

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.-4.Auflage,Hannover.

AG BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.-5.Auflage,Hannover.

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DBG (1998):Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands.- Mitt.Dt.BodenkdI.Ges.,Oldenburg.

1) Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung,Stilleweg 2, 30655 Hannover

New Soil Classification System in Russia: Major Elements and Place of Human-Modified Soils

V. Tonkonogov¹, I. Lebedeva¹, M. Gerasimova²

The new Russian system is defined as a profile-genetic one unlike the earlier Russian systems, where the emphasis was put on the agents of soil formation. The major principle of the new system is the priority of soil properties, namely, the profile composition. However, the choice of properties used as criteria for soil diagnostics performed via diagnostic horizons and features, is controlled by the concepts on soil genesis.

The new classification system is hierarchical, it comprises 8 categories; it is open - 'new soils' can easily find their niche at any level. Traditional soil names are preserved, except for

the 'new' soils, both natural and changed by human activities.

The following categories form the system.

TRUNKS reflect the origin of parent rocks, and pedogenesis to rock formation ratio: there are 3 trunks of organic, synlithogenic and postlithogenic soils.

ORDERS correspond to major pedogenic process that determines the development of the most characteristic diagnostic horizon, which is common for all soils in the order.

TYPE is the central unit in the system; it is identified by certain combinations of diagnostic horizons. To illustrate the principle of horizons' combinations for identifying the soil types an example is given for soils of the ALFEHUMUS order: types are placed at the intersections of several organic (humus) and mineral horizons.

Subsoils ↓	Topsoils →	O organic	TJ dry-peat	T peat	AY soddy (light-humus)
BHF(BF) alfehumus		PODBUR	DRY-PEAT PODBUR		SODDY ALFEHUMUS SOIL
E+BHF podzolic+alfehumus		PODZOL	DRY-PEAT PODZOL		SODDY PODZOL
BHF+G alfehumus+gley		GLEYED PODBUR		PEAT GLEYP PODBUR	SODDY ALFEHUMUS GLEY SOIL
E+BHF+G podzolic+alfehumus+gley		GLEYED PODZOL		PEAT GLEYP PODZOL	SODDY GLEYP PODZOL

SUBTYPE category serves to indicate intergrades, some subtypes derive from the modification of horizons, or their incomplete development, or superimposed genetic features related to soil regimes, specific kinds of migration, or paleo- or rock-inherited features.

Unlike the above categories, the GENUS and SPECIES ones provide the quantitative criteria; the former to indicate some chemical properties of the subtypes, the latter for the rate of the development of pedogenic process in them.

VARIETIES are used for soil texture, and PHASES characterize parent rock properties, such as its provenance, the depth of fine-earth layer, and heterogeneity.

¹Dokuchaev Soil Institute, Ac. Agric. Sc.

²Lomonosov Moscow University, Faculty of Geography

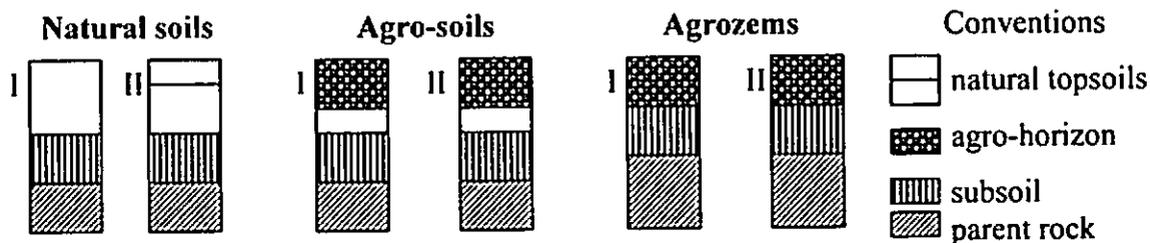
Much attention in the system is paid to the humanly-modified soils, mainly to the agricultural ones. They are classified irrespectively of their fertility, technology applied, history, only in accordance with their profile composition (set of horizons). Among the diagnostic horizons, some specific human-affected ones are identified; they are formed by plowing and differ in terms of humus content and properties of their mineral phase.

The sequence of horizons and/or superposition of genetic features are implemented in 3 groups of taxa: from subtypes to orders. 1) Soils with the 'natural' horizonation and any 'anthropogenic' feature superimposed are referred to anthropogenic subtypes of 'natural' types; 2) Soils with an agrogenic (upper) horizon and partially preserved topsoils are named agro-soils (agro-podzolic, agro-chernozem) and represent the type

level; 3) Soils with recognizable remnants of initial profiles – subsoils and completely transformed topsoils are qualified for new soils that form new orders, such as the order of agrozeims.

The cases 2) and 3) are illustrated by schemes for the two types of profiles:

I – chernozemic with a thick topsoil; II – soddy-podzolic with a differentiated topsoil.



In the new system, the parent material is taken into account at different taxonomic levels in accordance with its contribution to the development and properties of diagnostic horizons and genetic features. Thus, the *order* of lithozems is identified, it includes *types* on different rocks; there are also *subtypes* in other types with parent rock color or chemical properties as differentiating criteria. At the *lowest levels*, origin, texture and fabric of parent rocks are directly taken into account.

**MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT**

REFERATE / POSTER

**Gemeinsame Sitzung der Kommission V
mit dem Arbeitskreis „Paläoböden“**

Band 107

Heft 1

2005



Feuchtzeitböden der Sahara in Ost-Niger als Indikatoren globaler Klimaschwankungen

E. Eberhardt¹ und P. Felix-Henningsen¹

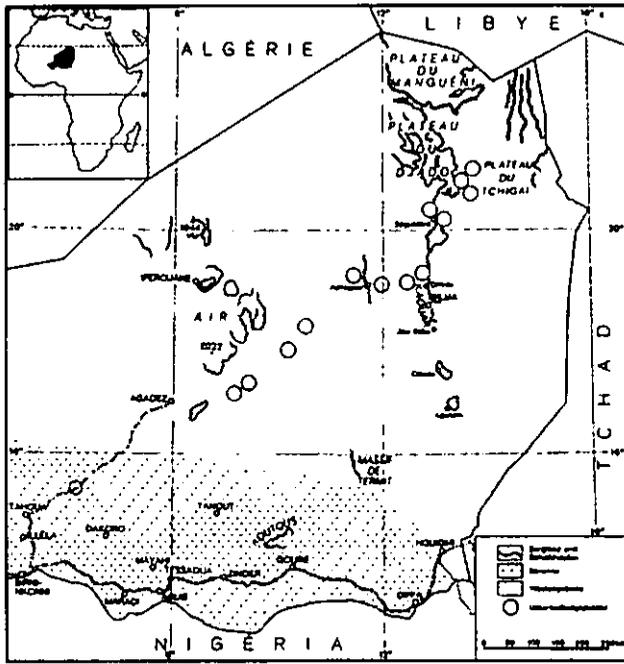


Abb. 1: Arbeitsgebiet und Profilstandorte

Einleitung

Auf Altdünen in der heute extrem ariden Sahara Ostnigers mit mittleren Jahresniederschlägen von 10 bis 20 mm sind fossile Chromi-Cambic Arenosols und Cambic Arenosols flächenhaft verbreitet. Sie sind als Bodenbildungen humiderer Klimaphasen zu interpretieren. Art und Ausprägung der Bodenbildung geben eine über die Prozessintensität und die Bildungsdauer integrierende Information. Die lokale Bodenvariabilität erlaubt darüber hinaus die Rekonstruktion der Landschaftsstruktur. Mit Hilfe der optisch stimulierten Lumineszenz (OSL) lässt sich der Ablagerungszeitraum der Altdünensande datieren. Da äolische Umlagerung nur unter (sub-)ariden Klimabedingungen stattfinden kann, markiert ein OSL-Datum aus einer Sandbedeckung über einem Paläoboden das Einsetzen trockenerer Verhältnisse.

Weitere Möglichkeiten zur Rekonstruktion der Paläoumweltbedingungen bieten Seesedimente und archäologische Funde. In Verbindung mit

Holzkohlefunden lässt sich auch eine Vorstellung von der zeitlichen Dimension solcher Bildungen gewinnen. Seesedimente geben in der Sahara klimatische Signale allerdings zeitverzögert wieder (BAUMHAUER et al. 1989), da die Seen oftmals grundwassergespeist sind. Selbst unter den seit etwa 3000 Jahren anhaltenden vollariden Bedingungen kommen Seen in Oasen vor (z. B. bei Dirkou). Eine ähnliche Zeitverzögerung muss für die Aufgabe einer Siedlung angenommen werden, in der Grundwasser über Brunnen erreichbar ist; hier kann eine über lange Zeiträume von direkten Klimawirkungen unabhängige Besiedlung möglich sein. In situ vorgefundene Artefakte (z. B. Steinsetzungen) sind eindeutige Hinweise auf eine ehemalige Bodenoberfläche.

Material

Anknüpfend an frühere Arbeiten (FELIX-HENNINGSSEN 1992, 2000; MAUZ & FELIX-HENNINGSSEN 2005) wurden entlang einer SW-NE Traverse durch die Ténéré und die östlichen Ausläufer des Djado-Plateaus an 16 Standorten Catenen bzw. Einzelprofile aufgenommen.

Ergebnisse und Diskussion

In der nördlichen Ténéré ist unter einer flachen rezenten Flugsanddecke oftmals ein kräftig roter, nach Norden zunehmend brauner terrestrisch entstandener Paläoboden (Chromi-Cambic Arenosols und Cambic Arenosols nach WRB) mit Krotovinen und verfüllten Insektengrabbängen zu finden. Die Bv-Horizonte sind durch Kieselsäure z. T. sehr stark verkittet.

Aus der Mächtigkeit und den Merkmalen der oftmals gekappten Bodenreste und ihrer Bedeckung mit neolithischen Artefakten wird auf eine Bildung in der frühholozänen Feuchtzeit geschlossen. Unter Berücksichtigung der post-pedogenen Korrasion nimmt die Mächtigkeit und Intensität der Merkmalsausprägung der Feuchtzeitböden mit der Dauer und dem Grad der Humidität zu. Gradienten der labilen Bodenparameter, wie Salze, Carbonate und Kieselsäure spiegeln das Ausmaß der vertikalen und lateralen Elementverlagerung mit dem Sicker- und Grundwasser wider.

Im Stufenland am Ostrand des Djado-Plateaus finden sich zwei ältere Dünengenerationen (DG), die stratigraphisch auf der spätpleistozänen Mittelterrasse liegen und zum Teil von rezenten Leedünen überdeckt werden. Da in beiden DG die

¹ Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung, Justus-Liebig-Universität, Heinrich-Buff-Ring 26 - 32 (IFZ), 35392 Gießen
E-mail: einar.eberhardt@agr.uni-giessen.de
peter.felix-h@agr.uni-giessen.de

Paläoböden mit gleichmäßiger Mächtigkeit das abgerundete Relief nachzeichnen, muss vor der jeweiligen Bodenbildung eine Abtragungsphase vorhergegangen sein, so dass auf langsam feuchter werdende Bedingungen geschlossen werden kann. Die ältere Altdünengeneration zeigt eine kräftigere Bodenbildung, die zeitlich wahrscheinlich mit dem Paläoboden der nördlichen Ténéré korrespondiert, aber dessen Intensität nicht erreicht. In der jüngeren Altdünengeneration (vermutlich aus der neolithischen Trockenperiode) hat dagegen vor allem eine Kieselsäureverlagerung stattgefunden. Die äolische Schichtung ist oftmals im unteren Profildbereich erhalten. Beide Altdünenböden sind gekappt und von Hangschutt bedeckt, so dass von jeweils langsam arider werdenden Klimaverhältnissen ausgegangen werden kann, die Bodenabtrag und Felsgesteinsverwitterung zuließen.

In der südlichen Ténéré finden sich ausgedehnte Paläoseen, an deren Rändern die terrestrischen Bodenbildungen in Gleyic Arenosols übergehen. In den ehemaligen Flachwasserbereichen wurden Fe-Oxidkrusten und massive, längliche, bis zu 1 m tief reichende, an der Basis keulig verdickte Fe-Konkretionen ("Sumpferze") und Carbonatkrusten auf den hydromorph geprägten Altdünensanden unter Mitwirkung der ehemaligen Ufer- und Unterwasservegetation ausgebildet. Die "Sumpferze" treten als wallartige und flache Lager aus einzelnen oder miteinander vernetzten, massiven Rhizokonkretionen aus Goethit auf. Neben Fe wurden P, Ca, Mg und Schwermetalle angereichert, die im ehemals reduzierenden Milieu der subhydrischen Böden mobilisiert wurden. Der Austrag der Elemente führte zur tiefgründigen Bleichung der Sedimente in den Paläoseebecken. Die oxidative Fällung der Elemente wurde offenbar durch die physiologischen Eigenschaften der Sumpfvegetation ermöglicht, die über ein Aerenchym zur Versorgung der Wurzeln mit Sauerstoff verfügte. Paläoklimatisch kennzeichnen die Sumpferzlager jeweils lange Perioden mit gleichmäßigen Seespiegelständen.

Der Vergleich sahelischer und südsaharischer Paläoböden gleichen Alters zeigt, dass in den Bodenmerkmalen auch regionale Unterschiede aufgrund einer Zonalität der Niederschlagsverteilung zum Ausdruck kommen. Die graduelle Abnahme der Mächtigkeit und des Entwicklungsgrades der Paläoböden entlang der Traversen vom Sahel in die zentrale Sahara Ost-Nigers las-

sen erkennen, dass es während der frühholozänen Feuchtzeit unter Abschwächung der Humidität zu einer Nordverschiebung der Sahara-Sahel-Grenze bis über 20° N hinaus kam.

Die Beziehungen zwischen ausgewählten Paläoboden-Merkmalen (gewichtete Profilmittel) und den geographischen Längen- und Breitengraden lassen auf Grund der geringen Anzahl der Profile keine statistisch signifikanten, aber doch deutliche Tendenzen in den sowie Unterschiede zwischen den verschiedenen Bodenmerkmalen (Farbe, pedogene Oxide, Feinsubstanz, Tonmineralart etc.) erkennen. Aus den Beziehungen kann ebenfalls gefolgert werden, welche Merkmale bei diesen Paläoböden für eine paläoklimatische Interpretation in Frage kommen.

Gegenwärtig nehmen die jährlichen Niederschlagsmengen, ausgehend vom Aïr-Gebirge, von Westen nach Osten ab. Von einem solchen Trend der zunehmenden Kontinentalität nach E ist aufgrund der paläopedologischen Untersuchungen auch während der holozänen Feuchtzeiten auszugehen. Daraus ist zu folgern, dass die Merkmale und der Entwicklungsgrad der frühholozänen terrestrischen Paläoböden entlang der SW-NE-Traverse graduelle Unterschiede in der Humidität während der frühholozänen Feuchtzeit widerspiegeln.

Danksagung

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft wird für die freundliche Bereitstellung der finanziellen Mittel gedankt.

Literatur

- BAUMHAUER, R.; BUSCHE, D.; SPONHOLZ, B. (1989): Reliefgeschichte und Paläoklima des saharischen Ost-Niger. - *Geographische Rundschau*, 41: 493 - 499.
- FELIX-HENNINGSEN, P. (1992): Frühholozäne Feuchtzeitböden auf Altdünen der Ténéré und des Tchigai-Berglandes, Ost-Niger. In: Würzburger Geographische Arbeiten, 84: 97 - 129.
- FELIX-HENNINGSEN, P. (2000): Paleosols on Pleistocene dunes as indicators of paleomonsoon events in the Sahara of East Niger. - *Catena*, 41: 43 - 60.
- MAUZ, B.; FELIX-HENNINGSEN, P. (2005): Palaeosols in Saharan and Sahelian dunes of Chad: archives of Holocene North African climate changes. - *The Holocene*, 15: 453 - 458.

Landschaft und Boden - eine solide Beziehung von gegenseitigem Nutzen

Othmar Nestroy

Dieser etwas ambivalente Titel soll nicht irreführend, sondern vielmehr anregend sein, sich über die Wechselbeziehungen von Landschaft und Boden und vice versa einige Gedanken zu machen.

Landschaft und Boden sind in einem hohen Maße einander prägende Faktoren, sonst wären Morphokatenen nicht erklärbar und ihre Darstellung nicht möglich; es sei nur an die zahlreichen Darstellungen aus der Feder von A. Semmel oder J. Fink erinnert. Aber nicht nur die „heutigen“ Böden sind in solche Überlegungen einzubeziehen, sondern auch jene, die in der Vorzeit gebildet wurden und sich heute teils direkt an der Oberfläche oder zumindest im oberflächennahen Bereich befinden.

Ich darf mit einer Altlandschaft beginnen, mit Böden auf der Rax, etwa 80 km südsüdwestlich von Wien gelegen, die durch ihren Habitus namensgebend für den Begriff Raxlandschaft ist. Es ist dies eine ab dem Oligozän isoliertes Plateau aus Carbonatgesteinen, auf dem neben Formen von Terra rossa und Terra fusca auch kristalline Augengesteine zu finden sind. F. Solar (1964) hat diese Phänomene umfassend dargestellt. Diese Böden korrespondieren mit dem Klima, das zur Zeit ihrer Entstehung herrschte, wie auch mit der alten flächenhaften Verebnung und einer durchgehenden vom Alpenhauptkamm nach Norden orientierten Entwässerung. Dank des wasserdurchlässigen Gesteins sind die morphologischen wie pedologischen Formen weitgehend erhalten geblieben. Da die Erste Wiener Hochquellenwasserleitung im Bereich von Schneeberg und Rax installiert ist, kommt der Filterwirkung dieser Böden in einem Weidewie Ausflugsgebiet - Nähe Wiens - eine besondere Bedeutung zu.

Wir verlassen nun die Steirisch-niederösterreichischen Kalkalpen in östlicher Richtung und stoßen im mittleren Burgenland, im Bereich nordwestlich von Lockenhaus, in der Gemeinde Hochstrass, auf eine Hochfläche, die auf einer Fläche von mehreren km² lateritische Böden erkennen lässt. Diese haben sich, so wird von J. Fink (1961) angenommen, vor rund 2 Mio. Jahren aus Staublehmen und

anderen fluviatilen Feinsedimenten unter subtropischen Klimabedingungen entwickelt und treten infolge ihrer intensiven Rotfärbung - diese Farbe wird auch von der stehenden Vegetation kaum überdeckt - markant in Erscheinung. Infolge der sehr schweren Bodenart („Minutenböden“) werde solche Standorte heute zunehmend aus der landwirtschaftlichen Nutzung genommen und immer stärker verbaut.

Die nächsten Standorte, die hier erwähnt werden sollen, liegen westlich von Wien, in östlichen Teil des Nördlichen Alpenvorlandes. Zunächst soll hier schlagwortartig der Bereich um Göttweig vorgestellt werden, international bekannt durch die Aufschlüsse Kleinwien, Paudorf und vor allem die Hohlwege nördlich Aigen und westlich Furth; auf diesen soll nun etwas näher eingegangen werden. Hier findet sich nicht nur einen nahezu lückenlose Abfolge von Lössakkumulationen mit dazwischen liegenden Paläoböden, die das Wechselspiel von Kalt- und Warmzeiten wie auch Interstadialen markant widerspiegeln. Diese in den Hohlwegen sichtbaren Naturphänomene leisten nicht nur in der Interpretation der Landschaftsgenese wertvolle Dienste, sondern sind auch in Form eines Lehrpfades für eine interessierte Öffentlichkeit mustergültig aufgeschlossen - ein Gewinn, nicht nur für den Paläobodenkundler, sondern auch für den interessierten Laien.

Die abschließenden Betrachtungen beziehen sich auf einen der letzten Großaufschlüsse im Raume St. Pölten. Das Gebiet vom Westrand des Wienerwaldes bis in den oberösterreichischen Raum war in der Vergangenheit durch eine große Anzahl von Löss- und Schottergruben aufgeschlossen und bot dem Bodenkundler ein reiches Betätigungsfeld. In der Gegenwart sind nur noch wenige Aufschlüsse erhalten, denn der Großteil wurde entweder verbaut, abgeöschert, zugeschüttet oder einer anderen Nutzung zugeführt und ist somit für bodenkundliche Studien nicht mehr zugänglich. Der Aufschluss im Bereich des Ziegelwerkes Pottenbrunn ist eine erfreuliche Ausnahme, da hier neben der Gewinnung von Lösslehm für die Herstellung von Ziegeln derzeit auch eine Gewinnung von Schottermaterial für die Hochleistungsbahn AG im Gange ist. So ist es möglich, anhand der immer wechselnden Profilwand die diversen Zyklen von Lössakkumulation und -erosion,

Lösslehm bildung, das Auftreten von Wurm röhren lössen wie auch der Gley flecken zonen zu studieren. Sind auch in dieser umfangreichen Grube manche Teile ver stürzt, so können dennoch diese Periglazial phänomene seit der Jünge ren Deckenschot terniveau wahrgenommen werden. Wie schon erwähnt, wurde diese Grube zur Gewinnung von Schotter vertieft. An einigen Stellen wurde auch der tertiäre Untergrund angefahren, sodass man die fast einmalige Gelegen heit hat, die „klassische“ Abfolge (vgl. Ab bildung 1) einer gemischten Terrasse, näm lich Tertiäroberkante, Schotterpaket und Deckschichten, vor Ort sehen zu können. Leider ist es nur eine Frage der Zeit, wann solche Profile wiederum abgebösch t bzw. ver stürzt sein werden.

Wir können aus dem hier Dargelegten ableiten, dass paläopedologische Aufschlüsse und Studien daran nicht nur die Brücke zu Erklärung der Landschafts genese bilden können, sondern auch für die vielfältigen Formen einer heutigen Nutzung eine sehr solide Basis darstellen.

Literatur:

Fink, J. (1958). Die Böden Österreichs. Mitt. d. Geographischen Gesellschaft Wien, Bd. 100, H. III, Wien.
Fink, J. (1961): Die Südostabdachung der Alpen. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 17, Wien.
Solar, F. (1964): Zur Kenntnis der Böden auf dem Raxplateau. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 8, Wien.

Anschrift des Verfassers:

O. Nestroy, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Technische Universität, Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz. E-Mail: o.nestroy@tugraz.at

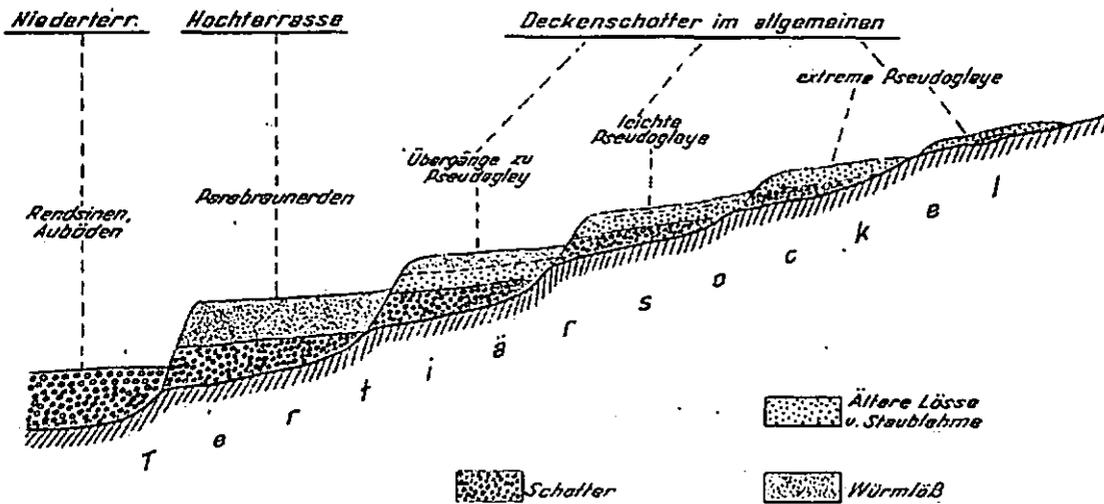


Abbildung 1: Schema einer äolischen Akkumulation auf Terrassen. Fossile Böden an Schotteroberkanten oder innerhalb der äolischen Deckschichten sind unberücksichtigt (J. Fink, 1958).

Urbane Bodenlandschaften – ein geographisch-geoökologischer Ansatz

Martin Sauerwein

Durch anthropogene Eingriffe jedweder Art werden Geoökosysteme verändert. Dies gilt hinsichtlich der **Art** und hinsichtlich des **Zeitpunktes** bzw. der **Dauer der Eingriffe**. Das Ausmaß anthropogener Eingriffe in eine Naturlandschaft lässt sich nur schwer abschätzen, denn die jeweiligen Folgen für das Ökosystem sind durch deren komplexes Wirkungsgefüge i.d.R. nicht einfach nachvollziehbar und erklärbar.

Das Handeln und Wirken der Menschen brachte neue Geoökosystemtypen hervor wie Agrarökosysteme, Forstökosysteme oder **Siedlungsökosysteme**. Die letztgenannten sind dadurch gekennzeichnet, sich in nahezu allen Ökosystemeigenschaften – beschrieben durch Energie-, Stoff- und Wasserhaushalt – von den übrigen Geoökosystemen zu unterscheiden. Besonders in den urbanen Landschaften hat dies dazu geführt, dass diese **fremdgesteuerte, nicht selbstregulationsfähige Systeme** sind, deren „Lebensfähigkeit“ nur den anthropozentrischen Eingriffen zu schulden ist.

So sind **urbane Landschaften** neben den spezifischen Ausprägungen der städtischen Hydro-, Atmo- und Biosphäre durch die besondere **Veränderung der Pedosphäre als Folge des Flächenverbrauchs** gekennzeichnet.

Autor:

Priv.-Doz. Dr. habil. Martin Sauerwein
Friedrich-Schiller-Universität Jena
Institut für Geographie
Löbdergraben 32
07743 Jena

E-mail: martin.sauerwein@uni-jena.de

Die Betrachtung erfolgt mittels eines **geoökologischen Untersuchungsansatzes**, demnach **Böden** als Ökosystemkompartiment nicht nur eine **Stoffsenke** darstellen, sondern gleichzeitig ein Umweltkompartiment der **Metamorphose** sind und unter bestimmten pedologischen Rahmenbedingungen auch zur **Stoffquelle** werden. Dabei lassen sich die anthropogenen Veränderungen der Böden und ihre Auswirkungen in **zwei Betrachtungsebenen** unterscheiden: zum einen hinsichtlich der **räumlichen Verteilung** und zum anderen hinsichtlich des **Profilaufbaus**.

„Urbane Bodenlandschaften“

In den bodengeographischen und bodenkundlichen Lehrbüchern wird die **urbane Pedosphäre** i.d.R. nur durch ihre **horizontale wie vertikale hohe Heterogenität** gekennzeichnet.

Demgegenüber wird in der vorgelegten Arbeit gezeigt, dass sie über **regelmäßige Muster** verfügt, also nicht das Resultat von anthropogenem „Chaos“ ist. Unter Bezugnahme auf den **Stadtstrukturtypenansatz** werden sich räumlich unterscheidbare (bzgl. des Stoffhaushaltes auch statistisch nachweisbar) **„Urbane Bodenlandschaften“** definiert.

Generalisierenden Aussagen zu Eigenschaften und zur Genese urbaner Böden

Anhand einer Vielzahl von Bodenprofilen wird vorgestellt, in welcher Art und Weise **anthropogene Veränderungen** auf die **prä-urbanen Böden** wirkten. Diese Veränderungen können mittels der urbanen Bodenlandschaften typisiert werden.

Veränderungen der urbanen Böden können erfolgen hinsichtlich des **Stoffbestandes** (durch Feststoffaufträge, Stoffeinträge, Schadstofftransfer, Humusbildung und Grundwasserabsenkung), des **Stoffaustausches** zwischen den Sphären, der **Überprägung natürlicher Merkmals- und Prozessstrukturen**, des **Zeitraumes** ihrer Bildung und der **Häufigkeit** des **Flächennutzungswandels** und dadurch der **Veränderung der Speicher- und Transferfunktionen** der Böden für Schadstoffe.

Methodische Ansätze

Im Hauptuntersuchungsgebiet Halle erfolgt die Kartierung und Datenerfassung von historischem und aktuellem Stoffhaushalt und darauf aufbauend die **Entwicklung des Modellansatzes** der urbanen Bodenlandschaften. Im **Kontrolluntersuchungsgebiet Wittenberg** wird nach der Kartierung und Datenerfassung von historischem und aktuellem Stoffhaushalt der **Modellansatz evaluiert**. Als **Indikatoren** für den Nachweis von Art und Intensität der anthropogenen Veränderung eignen sich Schwermetalle und PAK.

Zur **Datenhaltung** und Datenverarbeitung wurde für das Hauptuntersuchungsgebiet Halle ein **Access-Datenbanksystem** entwickelt, in welchem alle erhobenen Daten (Gelände und Labor) erfasst werden. Über die Kopplung an **ArcView** ist auf Grundlage der Digitalen Stadtkarte eine räumliche Visualisierung möglich und es besteht die Möglichkeit räumlich-inhaltlicher Abfragen.

Ansätze zur Bilanzierung des Stoffhaushalts siedlungsbeeinflusster Böden

Neben der Erfassung der aktuellen Bodenverbreitung und den

Stoffhaushaltseigenschaften der untersuchten Böden werden Ansätze zur Stoffhaushaltsbilanzierung vorgestellt. Dafür ist die Erfassung von **Input- und Output-Raten** besonders bedeutsam. Dies wird mit Hilfe der **Exposition von Kontrollböden** für den atmosphären Eintragspfad und durch **Bodensickerwassermessungen** für diesen Austragspfad erläutert.

Ableitung einer geoökologischen Klassifizierung siedlungsbeeinflusster Böden

Die Aufnahme und Bewertung konkreter Böden bzw. Bodenflächen sollte eingebettet werden in ein Konzept, das **typologisch** und **ökosystemorientiert** die Ausprägung der Böden bzw. **Bodeneigenschaften** und **Bodenfunktionen** erfasst. Dazu wird eine Bodentypisierung vorgenommen, welche die Besonderheiten der städtischen Veränderungen der (ehemals) prä-urbanen Böden berücksichtigt. Von entscheidender Bedeutung sind dabei die „**urbanen**“ **Randbedingungen** (Geschichte und Nutzung), erfasst durch den **Stadtstrukturtyp**, die **lokalen Standorteigenschaften** (Profilaufbau, Natürlichkeitsgrad), erfasst durch die Tiefenverteilungen, sowie die **lokale „Belastung“** (historischer und aktueller Input und Output), erfasst durch eine Stoffhaushaltsbetrachtung. Daraus resultiert die **Charakterisierung der Urbanen Böden**, welche **Urbane Bodenlandschaften** unterschiedlicher Ausprägung repräsentieren.

Literatur:

SAUERWEIN, M. (2005): Urbane Bodenlandschaften – Eigenschaften, Funktionen und Stoffhaushalt der siedlungsbeeinflussten Pedosphäre im Geoökosystem. Habilitationsschrift Univ. Halle. Hallesche Studien Geogr., H. 5

REhabilitation of deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile (REVOLSO) II. (First Results of an international and interdisciplinary Project of the European Union)

Gerd WERNER¹, et alii².

Introduction

The REVOLSO-project has already been introduced to the DBG members on the "Jahrestagung der DBG 2003 in Frankfurt/Oder" (WERNER & GALLARDO et al., 2003).

The REVOLSO Consortium of the INCO-DEV-Project co-financed by the Commission of the European Union within the Frame Programme 5 (fp5) consists of nine different institutions, five from Latin America and four from Europe, is co-ordinated by the Justus-Liebig University of Giessen, (Germany). With this paper REVOLSO presents the first results of its project "Alternative Agriculture for a Sustainable REhabilitation of Deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile (REVOLSO)" (Ref.Nr.: ICA4-CT-2001-10052).

(<http://www.ird.teleDetection.fr/revolso/>). REVOLSO has a lifetime of 4.5 years and the project will end in July, 2006, with the "4th International Symposium on Deteriorated Volcanic Soils in Mexico" (<http://www.isvo06.org>). This Symposium is affiliated to the 18th World Congress of Soils Science (18th WCSS) 2006, Philadelphia, USA.

Problem

On severely eroded and indurated but reclaimed volcanic paleosoils in Mexico and Chile suitable cultivation practices are identified to prevent erosion and to rehabilitate deteriorated volcanic soils. The effects on different cultivation techniques and

agroforestry on the sustainability of the soil fertility, soil structure, erosivity and erodibility are monitored. The socio-economic situation of the rural population including the role of the women and the young people is evaluated. The evolution of the cultivation techniques by the small holders (campesinos) and the changes of their living conditions are followed up with investigations on sustainability of the measures by the rural population.

Research hypothesis and actual work

The prosperity of disadvantaged rural regions depends on the integrity and quality of their natural resources (soils, forestry) and their management practices. In a number of rural regions in Mexico and Chile, marginal rural communities are living in mountain areas with deteriorated volcanic soils as a consequence of high population pressure. Subsistence agriculture, small scale production, scarcity of agricultural land, destruction of the environment by deforestation causing soil erosion, and migration to the cities are the reasons of rural poverty.

Structure of REVOLSO

The Project is structured into 5 work packages groups (WPs) according to the objectives:

WP1: Crop management

WP2: Agro-forestry

WP3: Soil fertility and ecology

WP4: Soil erosion (erosivity and erodibility)

WP5: Socio-economical aspects

First Results

The main results of the REVOLSO project include the improvement of the quality of life of the small holders (campesinos) as well as the rehabilitation and management of the degraded environment of the rural areas. The rehabilitation of the environment is done through sustainable agriculture and agroforestry keeping in mind the real necessities of the campesinos. REVOLSO is involving the campesinos in the research on specific scientific and technological problems to find the best practice for a sustainable agriculture technology. The dissemination of the results among the rural communities and the follow up of implementation and the acceptance of the new technology package is an important result to achieve sustainable social and economical development of these communities (Werner, 2005). In this paper only one example of WP4 Soil Erosion is presented (Haulon et al., 2005)

Output so far

87 communications in conferences, 1 book (in print), 5 PhD, 18 MScs, 11 Lic/BScs; both, a REVOLSO and a web site on the 4th International Symp. on Volcanic Soils 2006 (ISVO'06) have been installed (www.isvo06.org)

¹Dr. Gerd Werner, DBG member nr. 667; Center for International Development and Environmental Research (CIDER), University of Giessen, Otto-Behagel-Strasse 10D, D-35394 Giessen, Germany (REVOLSO project co-ordination), Tel.: 0049-641-9912780; Fax: 0049-641-9912719 mail: Gerd.Werner@agr.uni-giessen.de

²Dr. Juan Gallardo, Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología de Salamanca, Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), Spain; Dr. Iván Vidal, University of Concepción, Chillán (UDEC), Chile; Dr. Miguel Bravo, Centro Nacional de Producción Sostenible (CENAPROS), Mexico; Dr. Jorge Etchevers and Dr. Emma Zapata, Colegio de Postgraduados (C.P.), Mexico; Dr. Jürgen Queitsch, University of Chapingo (UACH) and Mathieu Haulon, University of Tlaxcala (UAT), Mexico; Dr. Christian Prat, Institute de Recherche pour le Développement (IRD) France; Dr. Marco Mazzoncini Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali (CIRRA), University of Pisa, Italy

Literature:

Werner, G. (2001): Verhärtete Vulkanascheböden (Tepetaten): bodengenetische oder soziale Gründe der Bodenerosion im zentralen Hochland von Mexiko? - *Mitteilgn DBG* 96/2: 571-572, Oldenburg
 Werner, G., Gallardo, J. F. et al. (2003): REhabilitation of deteriorated VOLcanic SOils in Mexico and Chile (REVOLSO). Project of European Union. - *Mitteilgn DBG* 102/2: 811-812, Oldenburg
 Werner, G. (2005): Alternative Agriculture for a Sustainable Rehabilitation of Deteriorated Volcanic Soils in Mexico and Chile (REVOLSO).- INCO-

DEV Project of the European Union "ICA4-CT-2001-10052 REVOLSO" Third annual report of the co-ordinator for the Commission of the European Union. Zentrum für Internationale Entwicklungs- und Umweltforschung, Justus-Liebig Universität Gießen (unpublished).
 Haulon, M., Werner, G., Flores, G. and Vera, A. (2005): Short term evolution of erosion rates in rehabilitated hardened volcanic soils (tepetates) in Tlaxcala, Mexico.- in: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, Special issue on "Global Soil Change", Mexico, D.F., 2005 (accepted paper in print)

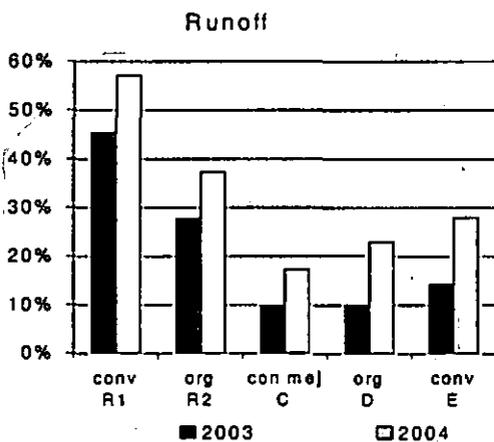


Fig. 1: Runoff in 2003 and 2004

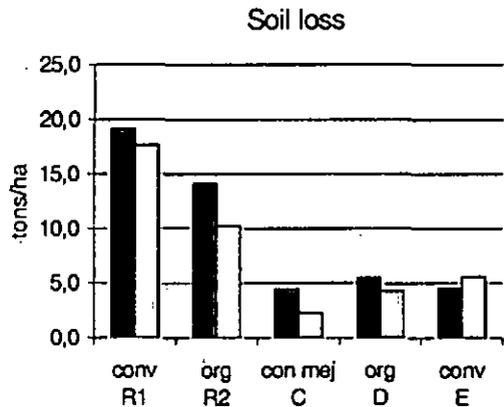
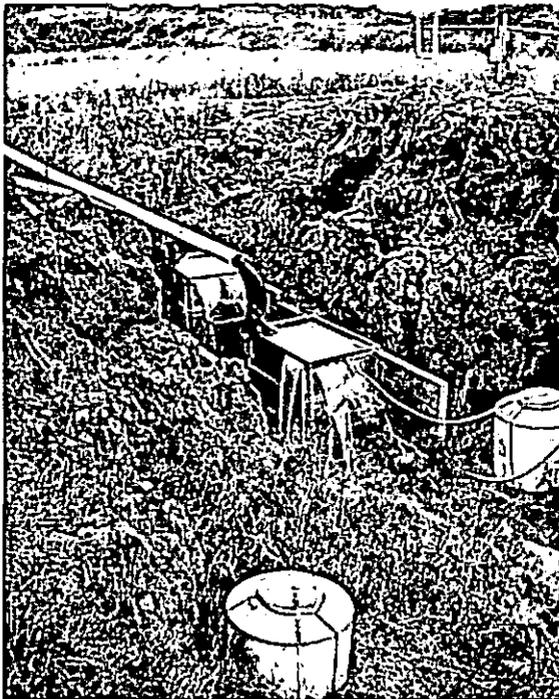


Fig. 1: Soil loss in 2003 and 2004



Explication of fig.1 and 2:

- Conv R1: conventional treatment 1st y after rehabilitation
- Conv R2: organic treatment 1st y after rehabilitation
- Con mej C: advanced conventional treatment 14 years after rehabilitation
- Org D: organic treatment 14 years after rehabilitation
- Conv E: conventional treatment 14 years after rehabilitation

Foto and figures from REVOLSO's experimental site in Tlalpan, Tlaxcala, Mexico (HAULON, 2004,2005)

Foto: Flooding sedimentation tanks after a single rainstorm in 2004 (experimental site of Tlalpan, Tlaxcala, Mexico)