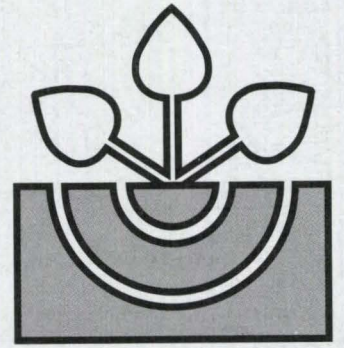


# DBG



# MITTEILUNGEN

DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

DBG · Band 101 · 2003 · ISSN - 0343-1071

*Schriftleitung:* P. Hugenroth, Oldenburg

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Sitzung Kommission I  
„Dynamik physikalischer Bodeneigenschaften und deren Auswirkungen auf  
Wasserbewegung und Stofftransport“  
22. und 23. November 2002 in Hannover**

---

REFERATE

**Sitzung des AK „Boden in Schule und Weiterbildung“  
14. und 15. Februar 2003 in Stuttgart-Hohenheim**

---

REFERATE

**Sitzung der Kommissionen I und VI mit dem  
AK „Abfall, Altlasten und Bodenhygiene“  
25. und 26. Februar 2003 in Gießen**

---

REFERATE

**Workshop der AG Bodenerosion  
„Spezielle Prozesse des Bodenabtrages und  
ihre Erfassung in Experiment und Modell“  
07. und 08. März 2003 in Bonn**

---

REFERATE

**Workshop Kommission II zusammen mit Kommissionen I, III, IV und VII  
„Kinetics of Soil Physico-Chemical Processes“  
31. März bis 02. April 2003 in Berlin**

---

REFERATE

**Workshop der Kommission VII zusammen mit  
der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz  
„Schadstoffbilanzierung – ein Instrument der Bodenschutzvorsorge“  
01. und 02. April 2003 in Zürich**

---

REFERATE

**Workshop AG Bodenökologie  
„Agriculture in Northern Ecosystems – Effects of Global Change on Soil  
Ecological Processes“  
02. bis 04. April 2003 in Vechta**

---

REFERATE

**Workshop der AG „Böden in Schleswig-Holstein“  
„Bodenschutz: Anspruch und Wirklichkeit“  
08. April 2003 in Rendsburg-Osterrönfeld**

## INHALT Band 101

### Referate Sitzung Kommission I „Dynamik physikalischer Bodeneigenschaften und deren Auswirkungen auf Wasserbewegung und Stofftransport“ 22. und 23. November 2002 in Hannover

ALTFELDER, S.; T. STRECK	Zeitabhängigkeit von Parametern der kinetischen Sorption organischer Chemikalien im Boden	3-4
BACHMANN, J.	Beziehungen zwischen physiko-chemischen Parametern der festen Phase und zeitabhängigen Prozessen in Boden	5-6
BAUMGARTL, T.	Bedeutung von Quellung und Schrumpfung für den Verlauf von pF-Kurven	7-8
BERKENHAGEN, J.H.; C.J. HICKEY; J.M. SABATIER	Seismisch-akustisches Monitoring von Änderungen der Bodenmechanik während eines Befeuchtungs-Trocknungs-Zyklus	9-10
BUCZKO, U.	Räumliche und zeitliche Variabilität der Hydrophobie eines schwermetallbelasteten Altlaststandortes und Beziehungen zu Sickerwasserprozessen	11-12
DEURER, M.; J. BACHMANN; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BÖTTCHER; G. KLUMP	Die Dynamik der Desorption der Wassercharakteristik in einem sandigen Podsol unter Kiefernwald	13-14
FLEIGE, H.; R. HORN; S. GEBHARDT	Mechanische Kennwerte von Watt- und Marschböden	15-16
GERKE, H.H.	Wasserabsorptions- und Diffusionseigenschaften von Bodenaggregaten mit und ohne Randschichten	17-18
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHER; W.R. FISCHER	Stabilisierungsprozesse durch hydrophobe Grenzflächen auf Aggregaten und Primärpartikeln	19-20
GREIFFENHAGEN, A.; U. WOLF; G. WESSOLEK; M. RENGER	Videsequenz zur Wasserbewegung im Boden unter Kiefernforst – Aspekte zur Benetzungshemmung -	21-22
HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	Markierte Fließwege im Vergleich zur räumlichen Verteilung von Wurzeln, Kippstrukturen und Hydrophobie in einem rekultivierten Kippboden	23-24
HECKER, J.-M.; J. BERKENHAGEN; H. DIESTEL	Computertomographie in der Bodenkunde: Methoden und Anwendungen	25-26
HECKER, J.-M.; J. BERKENHAGEN; H. DIESTEL	Gefügeveränderungen an der Bodenoberfläche durch Verschlammung. Eine computertomographisch-morphometrische Untersuchung	27-28
HOEPFNER, U.; P. SCHNEIDER	Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen mit zeitlich variablen hydraulischen Bodenkenngrößen: Ein Praxisbeispiel aus der Sanierungstätigkeit der WISMUT	29-30
HURRAß, J.; G.E. SCHAUMANN	Phasenumwandlungen von Wasser unter veränderlichen Feuchtebedingungen	31-32
PETH, S.; R. HORN; M. BÖLTER	Einfluss der Trittbelastung von Böden auf hydraulische Leitfunktionen am Beispiel von borealen Wald- und Tundrenstandorten	33-34
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Beurteilung des Bodengefüges und seiner Dynamik	35-36
SCHÄFER, B.; O. BENS; N.A. WAHL; R.F. HÜTTL	Einfluss von Waldumbaumaßnahmen auf die Infiltrationseigenschaften differenziert bestockter Forststandorte	37-38



SCHAUMANN, G.E.; E. HOBLEY; J. HURRAß; W. ROTARD	Changes of Porosity and Soil Physical Chemistry due to Drying and Re-Moistening Cycles	39-40
SCHNEIDER, R.; K.H. HARTGE; D. SCHRÖDER	Dynamische Gefügeentwicklung von tonigem Hafenschlick-Neuland in einem Zeitraum von 45 Jahren	41-42
SCHOBEL, S.; D. NIEBES; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER	Methodische Probleme bei der Ableitung von bodenhydrologischen Modellparametern aus der KA4 bei skelettreichen und/oder strukturierten Böden	43-44
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	Kontaktflächendruck – bezogene Radlast als Indikator des vorsorgenden Boden(verdichtungs)schutzes	45-46
SIMUNEK, J.; O. WENDROTH	Bodenhydraulisches Ungleichgewicht bei aufwärtsgerichteter Wasserinfiltration	47-48
STANGE, C.F.; R. HORN	Einfluss der saugspannungsbedingten Bodendeformation auf den Wasserhaushalt	49-50
TRESSEL, E.; A. KREIN; C. KNEISEL	Varianzen von Wasserbewegung und damit verbundenem Stofftransport im ungesättigten Bodenbereich in Abhängigkeit der Bodenfeuchte	51-52
WEBER, L.; R. GIESE; S. BEIDATSCH	Gefügedynamik beim Gas-Sparging: Transportexperimente Wasser-Gas unter triaxialer mechanischer Einspannung	53-54
WETZEL, H.; H. FLEIGE; R. HORN	Physiko-chemische Eigenschaften von Palsaböden in unterschiedlichen Entwicklungsstadien	55-56
ZIMMERLING, B.; W. SCHMIDT; O. NITZSCHE	Einfluss veränderter Bodeneigenschaften auf den Infiltrationsverlauf bei unterschiedlichen Bearbeitungssystemen	57-58

**Referate der Sitzung des AK „Boden in Schule und Weiterbildung“  
14. und 15. Februar 2003 in Stuttgart-Hohenheim**

BAILLY, F.; J. RIMMEK	Verwendung des Animationsprogramms FLASH im Rahmen der bodenkundlichen Ausbildung	61-62
-----------------------	---	-------

**Referate der gemeinsamen Sitzung der Kommissionen I und VI mit dem AK „Abfall, Altlasten und Bodenhygiene“  
25. und 26. Februar 2003 in Gießen**

SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Eigenschaften von Neu- und Altlandböden verschiedener Ausgangssubstrate im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier	65-66
SCHNEIDER, R.; D. SCHRÖDER	Melioration schadverdichteter Neulandböden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier durch Tieflockerung	67-68
CLEVER, U.; H. MEUSER	Unterschiedliche Rekultivierungsansätze einer Altablagerung aus Hausmüll im Raum Osnabrück	69-70
GERKE, H.H.; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	Untersuchungen zur präferenziellen Wasser- und Stoffverlagerung in forstlich rekultivierten Kippen der Lausitz	71-72
BERGER, K.	Simulation des Wasserhaushalts von Abdichtungssystemen – das HELP-Modell	73-74
BUCZKO, U.	Ein- und zweidimensionale Modellierung von Wasserflüssen in einem forstlich rekultivierten, heterogenen Braunkohletagebauabraum-Boden	75-76
PFEIFFER, B.; V. BLENCKE; S. GÄTH	Einsatz einer Kapillarsperre aus mineralischen Abfällen als alternative Deponieoberflächenabdichtung – Anforderungen und erste Ergebnisse	77-78

**Referate Workshop der AG Bodenerosion**

**„Spezielle Prozesse des Bodenabtrages und ihre Erfassung in Experiment und Modell“**

**07. und 08. März 2003 in Bonn**

BOTSCHEK, J.	Erfassung der Tunnelerosion in Experiment und Modell	81-82
HENN, D.; J. BOTSCHEK	Tunnelerosion im Bergischen Land – Identifikation und bodenkundlich-geomorphologische Parametrisierung	83-84
KASTEN, P.	Heterogenität von Erosionsursachen im Niederbergischen Hügelland	85-86
LIERMANN, R.	Untersuchungen zum Bodenabtrag und zur Oberflächenabflussbildung im Weinanbaugebiet „Saale-Unstrut“	87-88
SAUERBORN, P.; M. OSMAN; J. BOTSCHEK; A. SKOWRONEK	Niederschlagserosivität in Äthiopien	89-90
SCHMIDT, R.-G.	Schneesmelz-Erosion – Vorgänge und Formen der Bodenerosion durch Schneesmelze	91-92
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; Y. LI	Bedeutung der Bearbeitungserosion im Jungmoränengebiet	93-94
WINZEN, A.; J. BOTSCHEK	Zur Verbreitung von Tunnelerosion in Deutschland – Standortermittlung mit Hilfe von Öffentlichkeitsarbeit und internet-gestützten Umfragen	95-96

**Referate Workshop Kommission II zusammen mit Kommissionen I, III, IV und VII**

**„Kinetics of Soil Physico-Chemical Processes“**

**31. März bis 02. April 2003 in Berlin**

KUHL, T.; H.-P. HELFRICH; G.W. BRÜMMER	Modelling Transport and Sorption of Zn and Ca in Soils Considering Cation Exchange and Diffusion Reactions	99-100
---	--	--------

**Referate Workshop der Kommission VII zusammen mit der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz „Schadstoffbilanzierung – ein Instrument der Bodenschutzvorsorge“**  
**01. und 02. April 2003 in Zürich**

BÖHM, B.; W.R. FISCHER	Mobilität von Cr(VI) als Folge der Oxidation von Chrom(III) in Böden und durch bodenbürtige Katalysatoren	103-104
DESAULES, A.; A. KELLER; N. ROSSIER	Vergleich von indirektem und direktem Monitoring von Schadstoffflüssen auf NABO-Parzellen	105-106
ECKEL, H.; H. DÖHLER; U. ROTH	Konzertierte Aktion der EU „AROMIS“ Assessment and Reduction of Heavy Metal Input into Agro-Ecosystems	107-108
FREYER, N.; J. BÖTTCHER; G. KUHN; J. UTERMANN	Quantifizierung von Schwermetallen in Böden städtischer Kleingärten auf unterschiedlichen Skalenebenen	109-110
INGWERSEN, J.; T. STRECK	Ein analytisches Modell zur Bilanzierung von Cadmiumflüssen in landwirtschaftlich genutzten Böden	111-112
KELLER, A.; A. DESAULES; N. ROSSIER	Unsicherheit von Schadstoffflüssen auf Parzellen des Nationalen Boden-Beobachtungsnetzes (NABO) der Schweiz	113-114
LAVES, D.	Cadmium-Bilanz als Entscheidungshilfe für die landbauliche Sekundärrohstoffverwertung	115-116

MALBURG-GRAF, B.; W.D. BLÜMEL	Schwermetallbilanzen als Indikatoren nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung in der Region Stuttgart	117-118
ROSSIER, N.; A. KELLER; A. DESAULES	Schadstoffflüsse auf NABO-Parzellen	119-120
SCHULIN, R.	Resumé zur Tagung "Schadstoffbilanzen – ein In- strument der Bodenschutzvorsorge"	121-122

### Referate Workshop AG Bodenökologie

#### „Agriculture in Northern Ecosystems – Effects of Global Change on Soil Ecological Processes“ 02. bis 04. April 2003 in Vechta

ARNOLDUSSEN, A.	Norwegian Agriculture and its Soil Related Chal- lenges	125-126
BÖLTER, M.	RENMAN – an Integrative Study on Sustainable Management of Reindeer Herding in Northern Europe	127
GORYACHKIN, S. V.	Land Use in Northern Ecosystems of Russia and Consequences for Soils	128
KIMBLE, J.	Overview of the Effects of Global Climate Change at High Latitudes	129-130
MAZHITOVA, G.; I. ARCHEGOVA	Cultivation of Tundra Soils in the European Russian Arctic and Soil Sensitivity to Changes in Land Use	131-132
PING, C.-L.	Agriculture Development and Soil Management in Subarctic Alaska	133-134
TARNOCAI, C.	The Effect of Climate Change on Northern Agricul- ture in Canada	135-136
RÄISÄNEN, M. L.	Contribution of Drainage and Cultivation in Acidifica- tion of Histosols in the Black Schist Area, Eastern Finland	137-138
TARNOCAI, C. KIENAST, F.	Sensitivity of Canadian Peatlands to Climate Change Changes of Vegetation and Environment at the Lap- tev-Sea Coast in Northern Siberia During the Late Quaternary Reconstructed by Means of Plant Macroremains	139-140 141-142
PFEIFFER, E.M.; D. WAGNER, L. KUTZBACH; S. KOBABE	Permafrost Related Methane Fluxes and their Impor- tance for Climate Change Effects	143-144
STOLBOVOI, V.	Carbon Cycle in Natural and Human-Impacted Eco- systems of Northern Eurasia	145-146

### Referate Workshop der AG „Böden in Schleswig-Holstein“

#### „Bodenschutz: Anspruch und Wirklichkeit“ 08. April 2003 in Rendsburg-Osterrönfeld

FRIELINGHAUS, M.	Erfahrungen mit der Umsetzung der guten fachlichen Praxis im Bodenschutz	149-150
HORN, R.	Prognose der mechanischen Belastbarkeit von land- wirtschaftlichen Nutzflächen	151-152
LEHN VOM, B.	Nähr- und Schadstoffgehalte in Böden Schleswig- Hosteins	153-154
DAHLHAUS, M.W.; R. HORN; M. FILIPINSKI	Verwalten oder Handeln – Anmerkungen zur Dünge- verordnung	155-156
FILIPINSKI, M.; H.-S. GRUNWALDT; M. DAHLHAUS	Einfluss des Nutzungswandels auf die Böden in Schleswig-Holstein	157-158
KNEIB W. D.; B. SCHEMSCHAT; E.-W. REICHE	Bodenschutzprobleme anderer Regionen – Vergleich zwischen Schleswig-Holstein und Georgien	159-160

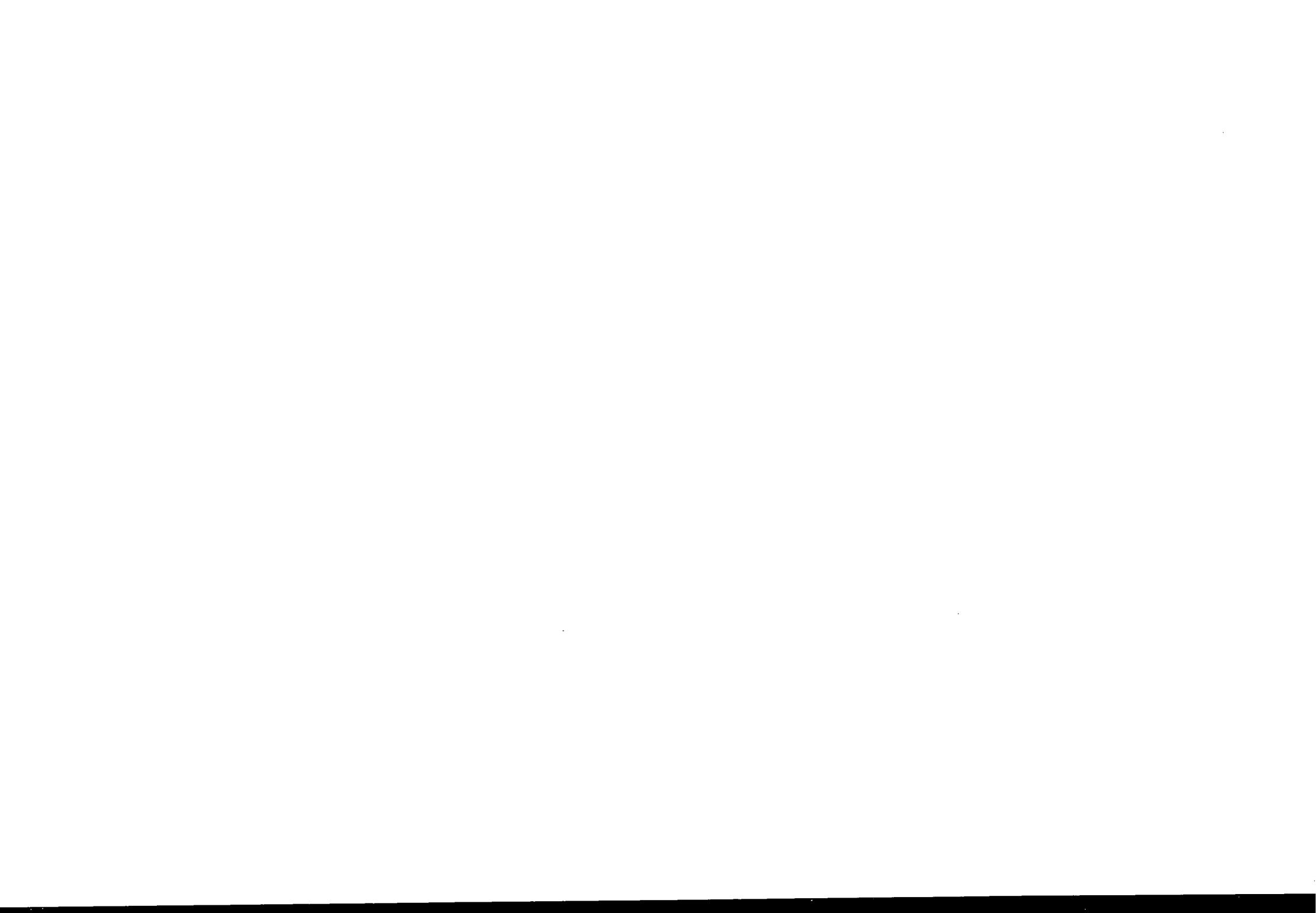


Inhalt nach Autoren

ALTFELDER, S.; T. STRECK	3-4
ARNOLDUSSEN, A.	125-126
BACHMANN, J.	5-6
BAILLY, F.; J. RIMMEK	61-62
BAUMGARTL, T.	7-8
BERGER, K.	73-74
BERKENHAGEN, J.H.; C.J. HICKEY; J.M. SABATIER	9-10
BÖHM, B.; W.R. FISCHER	103-104
BÖLTER, M.	127
BOTSCHEK, J.	81-82
BUCZKO, U.	11-12
BUCZKO, U.	75-76
CLEVER, U.; H. MEUSER	69-70
DAHLHAUS, M.W.; R. HORN; M. FILIPINSKI	155-156
DESAULES, A.; A. KELLER; N. ROSSIER	105-106
DEURER, M.; J. BACHMANN; W.H.M. DUIJNISVELD; J. BÖTTCHER; G. KLUMP	13-14
ECKEL, H.; H. DÖHLER; U. ROTH	107-108
FILIPINSKI, M.; H.-S. GRUNWALDT; M. DAHLHAUS	157-158
FLEIGE, H.; R. HORN; S. GEBHARDT	15-16
FREYER, N.; J. BÖTTCHER; G. KUHN; J. UTERMANN	109-110
FRIELINGHAUS, M.	149-150
GERKE, H.H.	17-18
GERKE, H.H.; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	71-72
GÖBEL, M.-O.; J. BACHMANN; S.K. WOCHE; W.R. FISCHER	19-20
GORYACHKIN, S. V.	128
GREIFFENHAGEN, A.; U. WOLF; G. WESSOLEK; M. RENGER	21-22
HANGEN, E.; H.H. GERKE; W. SCHAAF; R.F. HÜTTL	23-24
HECKER, J.-M.; J. BERKENHAGEN; H. DIESTEL	25-26
HECKER, J.-M.; J. BERKENHAGEN; H. DIESTEL	27-28
HENN, D.; J. BOTSCHEK	83-84
HOEPFNER, U.; P. SCHNEIDER	29-30
HORN, R.	151-152
HURRAß, J.; G.E. SCHAUMANN	31-32
INGWERSEN, J.; T. STRECK	111-112
KASTEN, P.	85-86
KELLER, A.; A. DESAULES; N. ROSSIER	113-114



KIENAST, F.	141-142
KIMBLE, J.	129-130
KNEIB W. D.; B. SCHEMSCHAT; E.-W. REICHE	159-160
KUHL, T.; H.-P. HELFRICH; G.W. BRÜMMER	99-100
LAVES, D.	115-116
LEHN VOM, B.	153-154
LIERMANN, R.	87-88
MALBURG-GRAF, B.; W.D. BLÜMEL	117-118
MAZHITOVA, G.; I. ARCHEGOVA	131-132
PETH, S.; R. HORN; M. BÖLTER	33-34
PFEIFFER, B.; V. BLENCKE; S. GÄTH	77-78
PFEIFFER, E.M.; D. WAGNER, L. KUTZBACH; S. KOBABE	143-144
PING, C.-L.	133-134
RÄISÄNEN, M. L.	137-138
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	35-36
ROSSIER, N.; A. KELLER; A. DESAULES	119-120
SAUERBORN, P.; M. OSMAN; J. BOTSCHKEK; A. SKOWRONEK	89-90
SCHÄFER, B.; O. BENS; N.A. WAHL; R.F. HÜTTL	37-38
SCHAUMANN, G.E.; E. HOBLEY; J. HURRAß; W. ROTARD	39-40
SCHMIDT, R.-G.	91-92
SCHNEIDER, R.; D. SCHRÖDER	67-68
SCHNEIDER, R.; K.H. HARTGE; D. SCHRÖDER	41-42
SCHOBEL, S.; D. NIEBES; R. SCHNEIDER; D. SCHRÖDER	43-44
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	45-46
SCHRÖDER, D.; R. SCHNEIDER	65-66
SCHULIN, R.	121-122
SIMUNEK, J.; O. WENDROTH	47-48
STANGE, C.F.; R. HORN	49-50
STOLBOVOI, V.	145-146
TARNOCAI, C.	135-136
TARNOCAI, C.	139-140
TRESSEL, E.; A. KREIN; C. KNEISEL	51-52
WEBER, L.; R. GIESE; S. BEIDATSCH	53-54
WETZEL, H.; H. FLEIGE; R. HORN	55-56
WINNIGE, B.; M. FRIELINGHAUS; Y. LI	93-94
WINZEN, A.; J. BOTSCHKEK	95-96
ZIMMERLING, B.; W. SCHMIDT; O. NITZSCHE	57-58



**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Sitzung Kommission I**

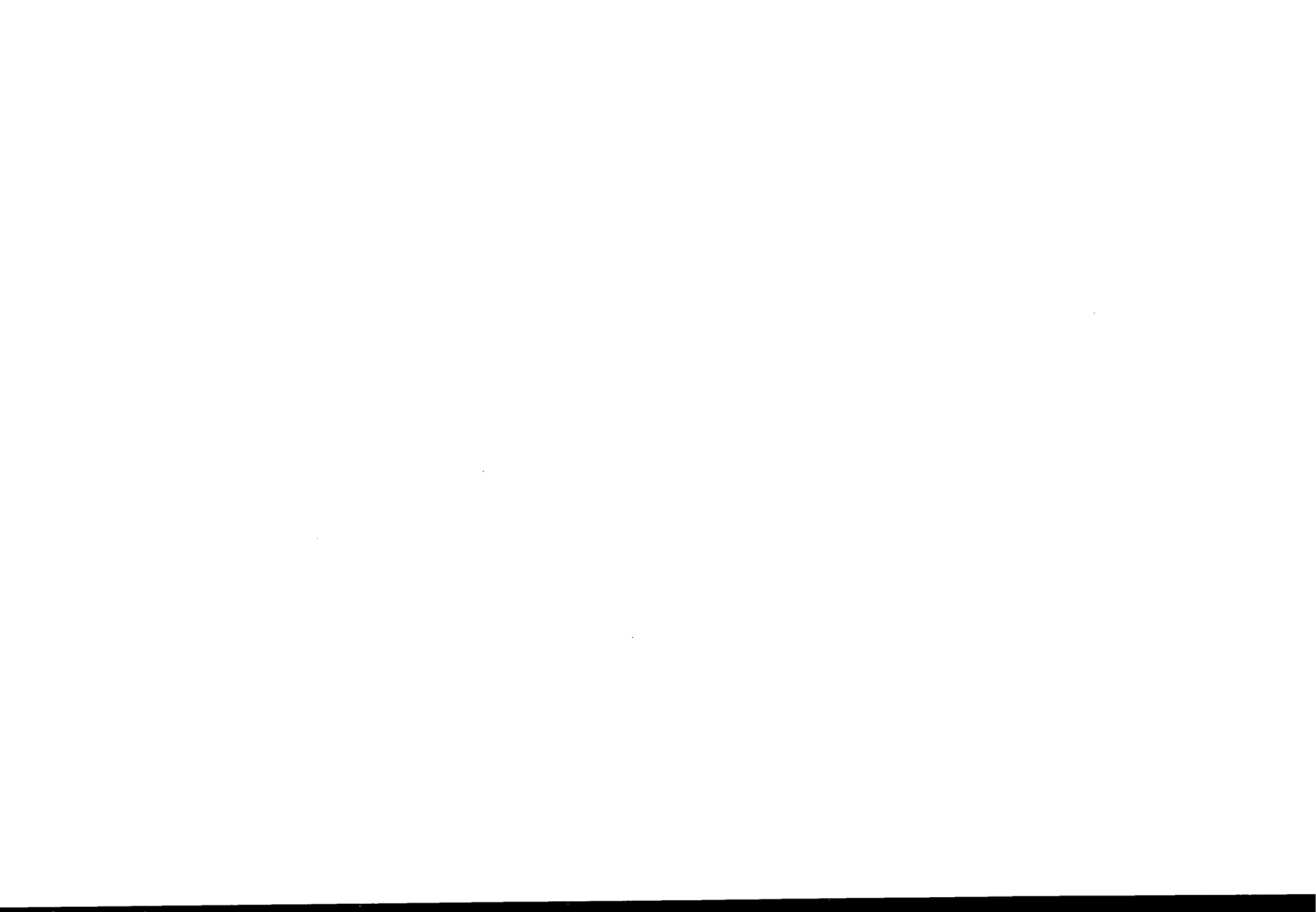
**„Dynamik physikalischer Bodeneigenschaften und deren Auswirkungen auf**

**Wasserbewegung und Stofftransport“**

**22. und 23. November 2002 in Hannover**

Band 101

2003



# Zeitabhängigkeit von Parametern der kinetischen Sorption organischer Chemikalien im Boden

Altfelder S.<sup>1</sup>; Streck, T.<sup>2</sup>

Organische Chemikalien unterliegen in geogenen Substraten lang andauernden Sorptionsprozessen. Experimentelle Befunde sprechen häufig für eine diffusionskontrollierte Sorption als Ursache. Es liegt daher nahe, den Prozess der langsamen Sorption mit einem Diffusionsmodell zu beschreiben. Ein derartiges Modell ist in der Lage, die wichtigsten in der Literatur aufgeführten Prozesse der langsamen Sorption zu beschreiben, so z.B. Festphasendiffusion innerhalb der organischen Substanz oder aber die durch Tortuosität und Retardation beeinflusste Diffusion in mikroporösen Sorbenten. Unter den hier getroffenen vereinfachenden Annahmen - lineare Sorption, sphärische Partikel gleicher Größe -, sind beide Modelle mathematisch äquivalent.

In der Literatur wird die langsame Sorption weit häufiger mit einem mathematisch einfacheren Kompartimentmodell dargestellt. Mit diesem Ansatz konnten schon gute Ergebnisse erzielt werden; die mögliche Folgerung, daß eine Entscheidung für einen der Ansätze beliebig ist, wäre allerdings vorschnell. Nur wenn man die mathematischen Unterschiede der Modelle und deren Folgen für die Anwendung kennt, kann man Kompartimentmodelle sinnvoll einsetzen. Hier soll anhand einiger numerischer Beispiele der Unterschied transparent gemacht und aufgezeigt werden, was bei der Anwendung eines Kompartimentmodells zu beachten ist.

Für die beiden hier verglichenen Modelle wird angenommen, daß die Sorption an einem Teil der Sorptionsplätze frühzeitig das Gleichgewicht erreicht:

$$S_1 = kC \quad (1)$$

$S_1$  (mg kg<sup>-1</sup>) ist die sorbierte Konzentration,  $C$  die Konzentration in der Lösung (mg L<sup>-1</sup>) und  $k$  (L kg<sup>-1</sup>) der Verteilungskoeffizient im Gleichgewicht.

Im Kompartimentmodell wird die ratenbegrenzte Sorption durch folgende Gleichung beschrieben:

$$(1 - f_1) \frac{\partial S_2}{\partial t} = \alpha(kC - S_2) \quad (2)$$

$S_2$  (mg kg<sup>-1</sup>) ist die sorbierte Konzentration,  $\alpha$  ist ein Ratenkoeffizient (d<sup>-1</sup>),  $f_1$  ist der Anteil der Gleichgewichtsplätze und  $t$  ist die Zeit (d).

Im Diffusionsmodell wird die zeitabhängige Sorption als Diffusionsprozess dargestellt:

$$\frac{\partial S_2^*}{\partial t} = D^* \left( \frac{\partial^2 S_2^*}{\partial r^{*2}} + \frac{2}{r^*} \frac{\partial S_2^*}{\partial r^*} \right) \quad (3)$$

$S_2^*$  ist die lokale sorbierte Konzentration im sphärisch angenommenen Sorbent,  $r^* = r/a$  ist die Radialkoordinate normalisiert auf den Partikelradius  $a$  (m)

und  $D^* = D_a/a^2$  (d<sup>-1</sup>) ist der normalisierte Diffusionskoeffizient. Die Konzentration an der Grenze zwischen Gleichgewichts- und ratenbegrenzter Sorption ( $r^* = 1$ ) ist  $S_{20}^* = S_1$ , wobei  $S_1$  eine Funktion der Lösungskonzentration ist (Gleichung 1).

Abbildung 1 zeigt eine mit dem Diffusionsmodell berechnete Konzentrations-Zeit-Kurve, die im Rahmen des hier dargestellten Modellvergleichs als „wahr“ angenommen werden soll. Weiterhin sind drei Anpassungen des Kompartimentmodells dargestellt, die - unter der Annahme, daß der Verteilungskoeffizient  $k$  bekannt ist - an den jeweils grau dargestellten Teil der Daten angepasst wurden. Man erkennt deutlich, daß das Kompartimentmodell den Kurvenverlauf des Diffusionsmodells in keinem Fall nachvollziehen kann und in Abhängigkeit des zur Anpassung verwendeten Teildatensatzes unterschiedliche Konzentrationsverläufe berechnet. Betrachtet man den bei der Anpassung er-

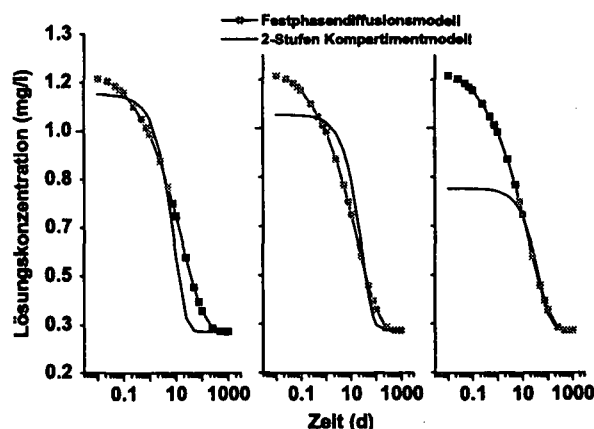


Abbildung 1: Anpassungen des Kompartimentmodells an berechnete Werte des Diffusionsmodells ( $k$  bekannt)

mittelten Ratenparameter  $\alpha$  in Abhängigkeit von der Zeitskala des zur Anpassung verwendeten Teildatensatzes (Abbildung 2), so fällt auf, daß der Ratenparameter zeitabhängig ist ( $f$  ist nahezu konstant). Diese Zeitabhängigkeit, die bereits von Young und Ball (1995) aufgezeigt wurde, ist rein artifiziell und durch die mangelnde Flexibilität des Kompartimentmodells begründet. Bedenkt man, daß die hier verwendete Formulierung des Kompartimentmodells einem Fragment einer unendlichen Reihe zur Beschreibung des Diffusionsprozesses entspricht, so wird deutlich, daß die begrenzte Anzahl von berücksichtigten Termen lediglich eine schlechte Approximation des Diffusionsprozesses zuläßt. Hierdurch wird für den Ratenparameter  $\alpha$  eine scheinbare Zeitabhängigkeit erzeugt. Zusätzlich verkompliziert wird die Situation aber noch durch die Tat-

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Biogeophysik, Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart



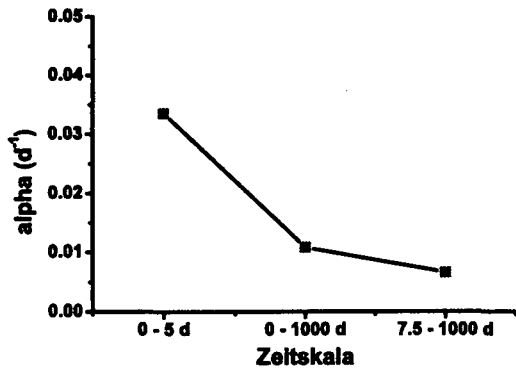


Abbildung 2: Zeitabhängigkeit von  $\alpha$

sache, daß in der Regel auch der Gleichgewichtskoeffizient unbekannt ist und aus experimentellen Daten geschätzt werden muß. Hier behilft man sich oft, indem man eine Isotherme an die zuletzt gemessenen Datenpunkte anpasst und so einen Näherungswert für den Verteilungskoeffizienten  $k$  ermittelt. Eine alternative Möglichkeit ist die direkte Ermittlung aller Sorptionsparameter durch eine Modellanpassung an gemessene Daten. Das Ergebnis dieser Strategie ist in Abbildung 3 dargestellt. Wiederum sind die zur Anpassung ver-

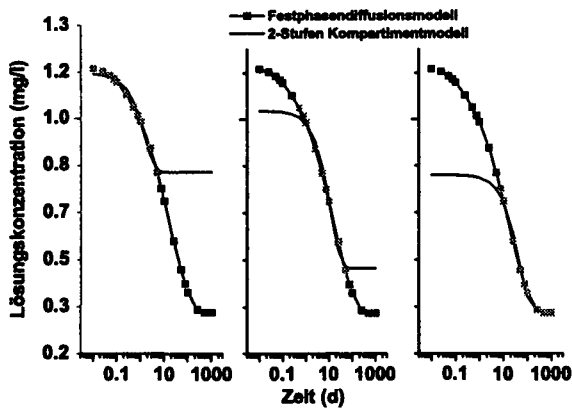


Abbildung 3: Anpassungen des Kompartimentmodells an berechnete Werte des Diffusionsmodells ( $k$  gefittet) wendeten Daten grau dargestellt und es wird deutlich, daß das Kompartimentmodell die zur Anpassung genutzten Daten besser als in Abbildung 1 nachvollzieht, den Rest des Datensatzes aber unzureichend beschreibt. Die zusätzliche Anpassung von  $k$  impliziert mehr Freiheitsgrade, was allerdings, wie aus Abbildung 4 deutlich wird, zu einer ausgeprägteren Zeitabhängigkeit des Ratenparameters führt (zum Vergleich ist der zeitliche Verlauf von  $\alpha$  aus Abbildung 2 hinterlegt) und darüber hinaus auch zu einer Zeitabhängigkeit von  $k$  ( $f$  variiert kaum). Außerdem fällt auf, daß beide Parameter negativ korreliert sind. Dieser artifizielle Effekt läßt die Ableitung sogenannter Linear Free Energy Relationships (LFER) für die Parameter des Kompartimentmodells fragwürdig erscheinen. Diese von Brusseau und Rao (1989) veröffentlichten LFER's beschreiben eine stoffklassenabhängige Beziehung zwischen  $\alpha$  und  $k$ , die laut Brusseau systemspezifisch sein soll. Die obigen Ausführungen zeigen aber, daß  $\alpha$  kein wirklicher Systemparameter ist. Experimentell bedingt dürfte auch der geschätzte Verteilungskoeffizient  $k$  oft nur scheinbar die wirkliche Lage des Gleichgewichtes anzeigen.

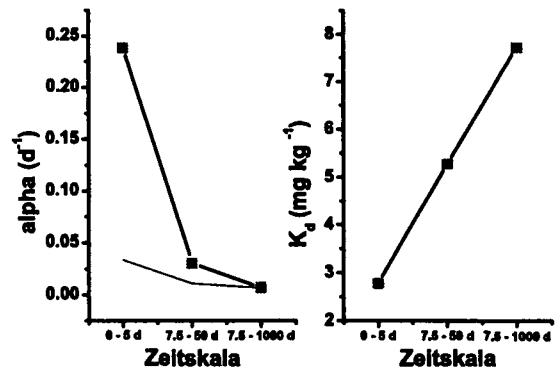


Abbildung 4: Zeitabhängigkeit von  $\alpha$  und  $k$

Eine von Brusseau abgeleitete LFER für schwach polare (Type II) Stoffe zeigt Abbildung 5. Zusätzlich sind in der Abbildung Kombinationen von  $k$  und  $\alpha$  eingetragen, die in Experimenten mit verschiedenen Stoffen und Böden auf verschiedenen Zeitskalen ermittelt wurden. Die angepaßten Parameter weisen für den 1-Tages-Bereich eine sehr gute Übereinstimmung mit Brusseaus LFER (Typ II) auf. Da die experimentelle Zeitskala der von Brusseau für die Ableitung der LFERs verwendeten Daten etwa einen Tag betrug, ist die Übereinstimmung jedoch nicht überraschend. Die

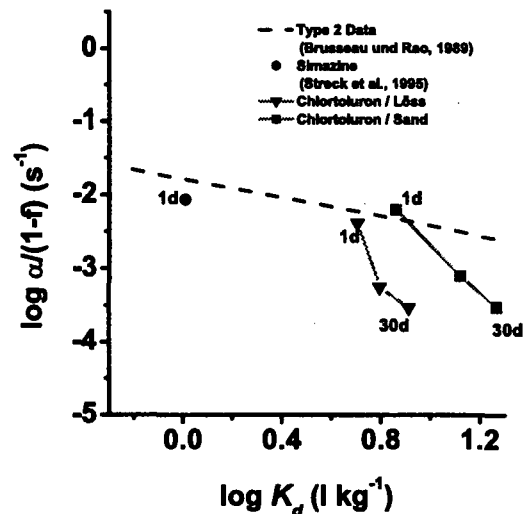


Abbildung 5: Vergleich experimenteller  $\alpha/k$  Kombinationen mit einem LFER aus Brusseau und Rao (1989)

Abbildung zeigt auch, daß Brusseaus LFER für Parameter, die anhand von auf der 30-Tage-Skala durchgeführten Experimenten geschätzt wurden, nicht mehr zutrifft und illustriert damit, daß diese LFER nicht auf größeren Zeitskalen gilt.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, daß diffusionsabhängige Sorptionsprozesse mit dem Kompartimentmodell nur über einen begrenzten Zeitraum dargestellt werden können.

LITERATUR: Brusseau, M. L. und P. S. C. Rao 1989. The influence of sorbate-organic matter interactions on sorption nonequilibrium. *Chemosphere* 18:1691-1706. Young, D. F. und W. P. Ball 1995. Effects of column conditions on the first-order rate modeling of nonequilibrium solute breakthrough. *Water Resour. Res.* 31:2181-2192.

# Beziehungen zwischen physiko-chemischen Parametern der festen Phase und zeitabhängigen Prozessen in Boden

Bachmann, J.

## EINFÜHRUNG

Die Oberflächen von Bodenpartikeln haben in Abhängigkeit von der Orientierung und der Dichte ihrer Oberflächenladungen höchst unterschiedliche physikalische Eigenschaften. Mit abnehmender Ladungsdichte nimmt bspw. Wasserfilmdicke und somit auch die Benetzbarkeit gegenüber Wasser deutlich ab, gleichzeitig wird auch die Sorptionskapazität gegenüber geladenen Ionen in der Bodenlösung vermindert. Die Benetzbarkeit als ein Phänomen auf der Porenskala kann jedoch auch Prozesse auf der Pedon- oder Feldskala wie etwa Infiltration, Oberflächenabfluß und Erosion bis hin zu Erdrutschen erheblich beeinflussen. Als besonders problematisch wird auch der schnelle Transport von gelösten Stoffen in das Grundwasser durch Präferentiellen Fluss in hydrophoben Böden angesehen. Bei der Beurteilung des Stofftransportes muss daher auch berücksichtigt werden, dass die Filterfunktion eines Bodens und die Erreichbarkeit von Sorptionsplätzen nicht nur eine Frage der Rissbildung und der Makroporen ist, sondern ebenso auch eine Frage temporärer Grenzflächen im Boden sein kann, die durch zeitweilige Benetzungswiderstände hervorgerufen werden. Das Ausmaß der Benetzungshemmung ist von der Bodenfeuchte abhängig und somit als ein hochgradig zeitabhängiger physikalischer Faktor anzusehen.

Zeitabhängig sind ebenfalls Umbildungsprozesse des Bodengefüges, die durch Quellen oder Schrumpfen hervorgerufen werden und chemische, physikalische und biologische Prozesse in Böden beeinflussen. Ein zweiter potentiell wichtiger physikalischer Oberflächenparameter in diesem Zusammenhang, stellt die Oberflächenladung der Tonpartikel dar, die je nach Vorzeichen und Größe zu einer Dispergierung oder Aggregation der Kolloide führt. Quellfähige Tone reagieren z.B. mit Bestandteilen des Sickerwassers und verändern ihre Durchlässigkeit. Ein wichtiger und leicht messbarer Parameter, der dieses Verhalten kennzeichnet und bestimmt, ist die titrierbare Oberflächenladung. Die Abbildung 1 zeigt schematisch die Beziehung zwischen Oberflächenenergie der festen Phase und den Kontaktwinkeln bei der Benetzung mit Wasser.

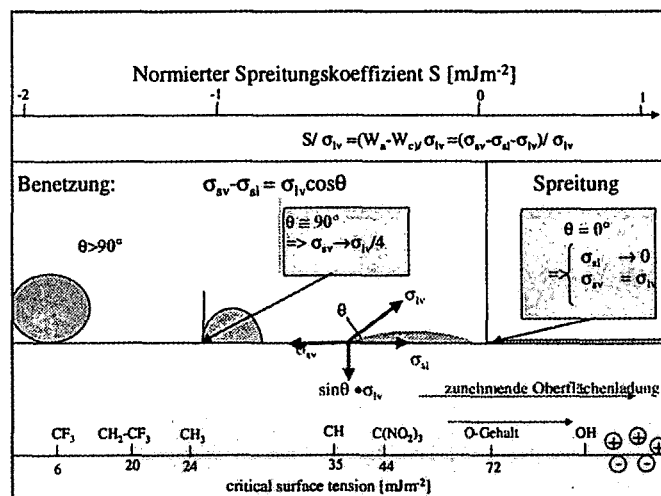


Abb.1: Schema zur Physiko-chemischen Charakterisierung von Partikeloberflächen

Gut benetzbare Mineraloberflächen mit hohen Oberflächenenergien können durch mittels der Sorption von organischen Komponenten, wie etwa aliphatischen Kohlenwasserstoffen, deutlich in ihrer Benetzbarkeit vermindert werden. Für Böden werden dabei Kontaktwinkel bis zu 145° gemessen. Wird anstelle des Kontaktwinkels der normierte (durch die Oberflächenspannung der Flüssigkeit dividierte) Spreitungskoeffizient zur Charakterisierung der Wechselwirkung zwischen Wasser und Partikeloberfläche verwendet, fällt auf, dass durchaus auch definierte Zustände bei Kontaktwinkeln von 0 Grad (positiver Spreitungskoeffizient) auftreten können. Dies ist gewöhnlich bei einer hohen Oberflächenladungsdichte, wie etwa bei Tonen ohne organische Anlagerungen auf den Doppelschichten der Fall. Zeitabhängige Veränderungen im Boden, die auf einer Veränderung der physikalischen Beschaffenheit der Teilchenoberfläche beruhen, können demnach in einem kontinuierlichen Spektrum entweder durch Veränderung der Oberflächenladungsdichte oder/oder durch Sorption von organischer Substanzen und entsprechender Erhöhung des Benetzungswiderstandes der Oberflächen mit geringerer Polarität hervorgerufen werden. Im Folgenden werden einige Ergebnisse beispielhaft dargestellt.

## ERGEBNISSE

Die Abbildung 2 zeigt beispielhaft die Benetzungshemmung dreier Sandproben aus dem  $A_h$ - und  $A_c$ -Horizont eines Podsoles nördlich von Hannover (Standort Fuhrberg). Die Kontaktwinkel (gemessen an jeweils 6 Wassertropfen auf einer trockenen Ein-Korn Schicht mit gesiebten Partikeln der Größenfraktion 63-100  $\mu\text{m}$ ) variieren zwischen 60 und 120°.

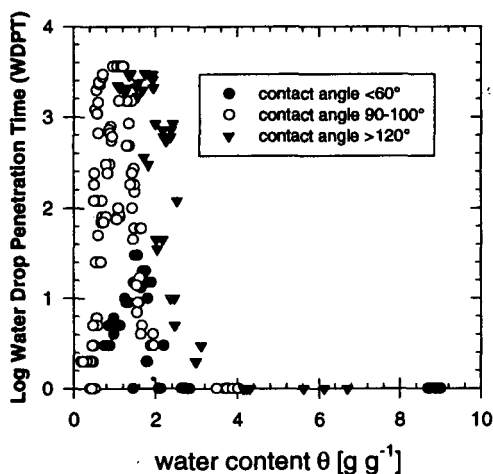


Abb.2:

Infiltrationszeiten(log[s]) von Wassertropfen in unterschiedlich benetzbare Böden als Funktion des Wassergehaltes (pF- Werte im Bereich -1 bis -250 MPa).

Die Abbildung zeigt deutlich, dass im Bereich geringerer Wassergehalte zwischen 0.5 bis 4 Gew.-% die Benetzbarkeit der Böden, unabhängig von der Benetzungshemmung im trockenen Zustand, ausgeprägt feuchteabhängig ist, wobei maximale Hemmung nicht beim geringsten Wassergehalt auftritt. Somit sind zeitabhängige Feuchtemuster im Boden grundsätzlich von den feuchteabhängigen Benetzungseigenschaften abhängig. Darüber hinaus werden durch die Benetzungshemmungen auch weitere Eigenschaften wie etwa die Zerschlämmfestigkeit von Aggregaten beeinflusst.

Bei sehr tonhaltigen Böden dagegen sind Benetzungshemmungen in der Regel wenig oder gar nicht ausgebildet. Entscheidend für physikalische Prozesse wie die Gefügebildung ist hier die physikochemische Beschaffenheit der elektrischen Doppelschicht, die in erheblichem Maß von der Oberflächenladungsdichte der Tonminerale abhängt. Untersuchungen von Spaethe (2002) zeigten dabei, dass die Oberflächenladung  $Q_{ek}$  [mmol<sub>c</sub>/kg] der untersuchten Tonböden (Tongehalten >40%) erheblich von der Kationenzusammensetzung an den Austauschplätzen abhängt. Die Oberflächenladungen wurden an zwei mineralogisch

charakterisierten monoionisch belegten Tonen definitiv verändert (Ca-, Cu- und Na- neubelegt; zusätzlich Variation des pH-Wertes) und mit einem Particle Charge Detector (PCD 03; Fa. MÜTEC) in Bachversuchen erfasst. Neben hydraulischen Eigenschaften wurden Konsistenzgrenzen und Scherwiderstände ermittelt. Die Umbelegung von einwertigem Na zu Ca oder Cu führte dabei zu einer deutlichen Reduzierung von  $Q_{ek}$ .

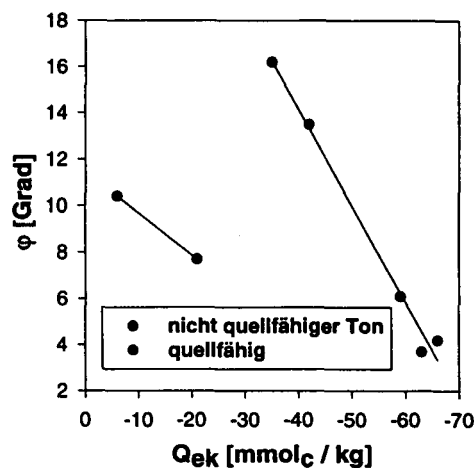


Abb.3:

Winkel der Inneren Reibung eines quellfähigen und eines nicht quellfähigen Tones als Funktion der Spezifischen Oberflächenladung.

Beispielhaft zeigt die Abbildung .3, dass der Reibungswinkel sowohl vom quellfähigen als auch vom nicht-quellfähigen Tonboden mit hohem Kaolinitanteil von der Oberflächenladung signifikant beeinflusst wird, was mit Sicherheit einen Einfluß auf die mechanischen Eigenschaften der Materialien hat. Für die Zukunft kann daher geschlossen werden, dass die Bestimmung der  $Q_{ek}$  mit dem PCD eine sinnvolle und einfache Bestimmungsmethode zur quantitativen Messung von Grenzflächeneigenschaften darstellt, die infolge von Umbelegungsprozessen eine wesentliche Veränderung erfahren haben.

Insgesamt ist zu folgern, dass Kontaktwinkel und Oberflächenladung wichtige physikalische Parameter zur Kennzeichnung der Eigenschaften von Bodenpartikeln darstellen, die verhältnismäßig einfach zu bestimmen sind und in engem Zusammenhang zu makroskopischen physikalischen Eigenschaften der Böden stehen.

## LITERATUR

Spaethe, A. (2002): Einfluss des Kationenmilieus auf Oberflächenladung und die hydraulischen und mechanischen Eigenschaften von Tonen. Horizonte-Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde Bd.10, Der Andere Verlag, Osnabrück.

## Bedeutung von Quellung und Schrumpfung für den Verlauf von pF-Kurven

Th. Baumgartl<sup>1</sup>

### Einleitung

Als Grundlage für die Beschreibung und Kennzeichnung eines Porensystems und der pF-Kurve dient in der Regel die Annahme eines starren Porensystems. Bei Be- und Entwässerungsvorgängen kommt es aber insbesondere bei tonigen Substraten zu Volumenänderungen. Quellung und Schrumpfung verändern die Porengrößenverteilung. Da aus der pF-Kurve auch hydraulische Kenngrößen abgeleitet werden, kann die Nichtberücksichtigung der Volumenänderung somit zu inkorrekten Ergebnissen führen.

Die Volumenänderung durch Be- oder Entwässerung ist eine Folge sich ändernder hydraulischer Spannungen. Die Wasserspannung als funktionale Größe steuert die Größe der kontrahierend wirkenden Zugspannungen. Die sich hieraus und aus dem Grad der Wasserfüllung des Porenraumes sich berechnende Zugspannung kontrolliert das "Quell-"Volumen. Gleichzeitig definiert die Wasserspannung aber auch die Wasserretentionskurve.

### Theorie

Aus dem Vergleich von Drucksetzungskurven mit Schrumpfungskurven ist eine große Ähnlichkeit im Verhalten des Kurvenverlaufs erkennbar. Zunehmende mechanische Spannungen verursachen zunächst nur geringe Porenzifferverringernungen. Nach Überschreiten des Vorbelastungswertes nehmen (im halblogarithmischen Maßstab) die Porenziffern stark ab. (Abb. 1). In gleicher Weise lassen sich für einen schrumpfenden Boden als Folge der Zunahme der Saugspannung (= Matrixpotential \* -1) sättigungsnah nur geringe Porenzifferänderungen ableiten ("Wiederschrumpfung"), mit zunehmender Entwässerung wird nach Überschreitung eines Grenzwertes die Abnahme deutlich größer ("Erstschrumpfung"). Dieser Grenzwert kann entsprechend der Vorbelastung

bei mechanischer Belastung mit der Vorschrumpfung bei hydraulischer Belastung gleichgesetzt werden und charakterisiert einen historischen Verdichtungszustand, der entweder hydraulisch oder mechanisch oder als Kombination von beiden verursacht wurde. Der Wert der Vorschrumpfung kann näherungsweise zumindest für homogenisierte Bodensubstrate oder für Bodenproben, deren mechanische Vorbelastung nicht höher war als die hydraulische, auch mit dem Wert des Lufteintrittspunktes gleichgesetzt werden.

Bei weiterer Austrocknung (oder auch Belastung) eines Bodens nähert sich der zunächst lineare Ast der Erstschrumpfung (Erstverdichtung) asymptotisch einer minimal erreichbaren Porenziffer (Toll, 1995, Abb. 2) an. Der Kurvenverlauf im halblogarithmischen Maßstab bestehend aus Wiederschrumpfung und nicht

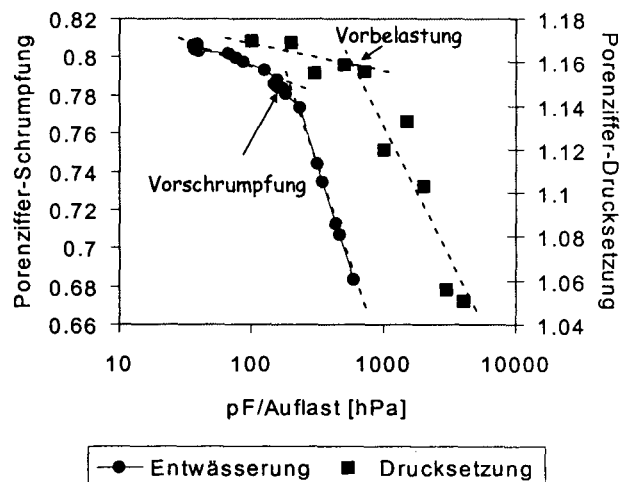


Abb. 1: Charakteristik von Drucksetzungs- und Schrumpfungskurven

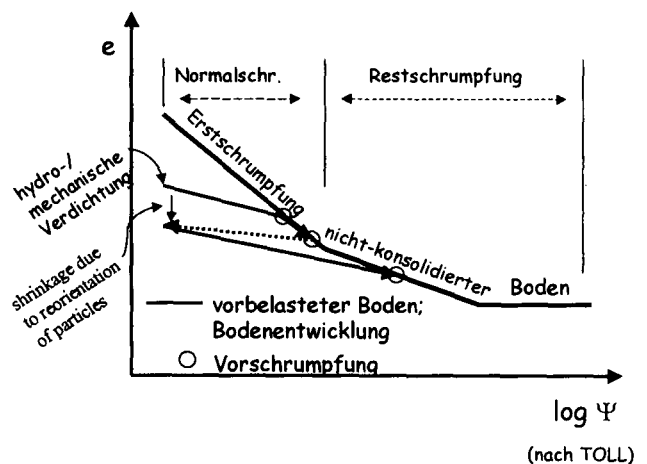


Abb. 2: Charakteristik von Drucksetzungs- und Schrumpfungskurven

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Ols-hausenstraße 40, Universität Kiel, 24118 Kiel

linearer Erstschrumpfung ist mit dem Verlauf einer Entwässerungskurve gut vergleichbar. Auch aus der Überlegung, dass eine Schrumpfung immer die größten vorhandenen Poren verkleinern wird lässt sich ein analoges Verhalten zur Entwässerung eines Porensystems mit Entleerung der jeweils größten wassererfüllten Poren ziehen. Aus diesem Grunde ist auch eine Anpassung der Schrumpfkurve mit hydraulischen Modellen zur Abbildung von Wasserretentionskurven naheliegend.

### Modellierung

Die Wasserretentionskurve wird gebräuchlich nach der Anpassung nach van Genuchten (van Genuchten, 1980) beschrieben:

$$\frac{\theta_\psi - \theta_r}{\theta_{\psi 0} - \theta_r} = (1 + (\alpha_g \psi)^{n_g})^{-m_g}, \text{ mit } m_g = 1 - \frac{1}{n_g}$$

$\theta$ : Feuchtezziffer (Wasservolumen/ Substanzvolumen);  $\psi$ : Wasserpotential;  $\psi^0$ : Wasserpotential bei Sättigung;  $\alpha_g$ ,  $n_g$ ,  $m_g$ : Feuchtezzifferabhängige Parameter der van Genuchten Gleichung

Entsprechend lässt sich der Schrumpfungsverlauf beschreiben nach:

$$\frac{e_\psi - e_r}{e_{\psi 0} - e_r} = (1 + (\alpha_e \psi)^{n_e})^{-m_e}, \text{ mit } m_e = 1 - \frac{1}{n_e}$$

$e$ : Feuchtezziffer (Wasservolumen/ Substanzvolumen);  $\psi$ : Wasserpotential;  $\alpha_e$ ,  $n_e$ ,  $m_e$ : Porenzifferabhängige Parameter der van Genuchten Gleichung

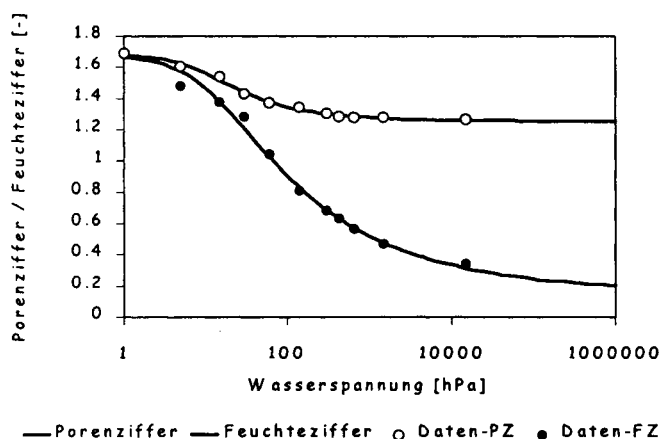


Abb. 3: Anpassung der Wasserretentionskurve und Schrumpfung mit zunehmendem Wasserpotential

Eine sehr gute Anpassung der Wasserretentionskurve und der Porenzifferänderung durch Schrumpfung als Folge der Austrocknung eines

homogenisierten Bodensubstrates (Oberboden (Ap), Hildesheimer Börde; Daten s.a. Beitrag F. Stange dieses Workshops) zeigt Abb. 3. Damit lässt sich nun die Volumenänderung des schrumpfungsabhängigen Gesamtporenvolumens beschreiben nach:

$$\Theta_s(PV) = PV_\psi = (1 + (\alpha_{PV} \psi)^{n_{PV}})^{-m_{PV}} \cdot (PV_{\psi 0} - PV_r) + PV_r$$

PV: Gesamtporenvolumen;  $PV_{\psi 0}$ : Porenvolumen bei Sättigung;  $PV_r$ : Restporenvolumen;  $\alpha_{PV}$ ,  $n_{PV}$ ,  $m_{PV}$ : schrumpfungsabhängige Parameter der van Genuchten Gleichung

Da beide Gleichungen die gleiche abhängige Variable besitzen, ist es auf einfache Weise möglich, den Wassergehalt der Wasserretentionskurve um das Schrumpfvolumen zu korrigieren. Es resultiert:

$$\Theta_\psi = (1 + (\alpha \psi)^n)^{-m} \cdot [(1 + (\alpha_{PV} \psi)^{n_{PV}})^{-m_{PV}} \cdot (PV_{\psi 0} - PV_r) + PV_r] + \Theta_r$$

Abb. 4 zeigt den Einfluss der Korrektur auf den Verlauf der Wasserretentionskurve. Es ist zu erkennen, dass vor allem im engen Grobporen- zu weiten Mittelporenbereich die Bedeutung der Berücksichtigung am größten ist und damit durchaus relevant für bodenhydrologische und bodenmechanische Fragestellungen.

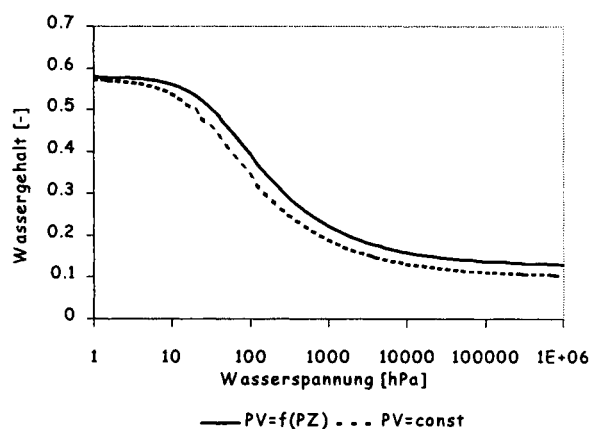


Abb. 4: Korrektur der Wasserretentionskurve durch Bezug der wasserspannungsabhängigen Wassergehalte auf das tatsächlich vorhandene Gesamtporenvolumen

Lit:

Toll, D. G. (1995): *A conceptual model for the drying and wetting of soil*. E. E. Alonso and P. Delage: First International Conference on unsaturated soil. Balkema, Rotterdam, Paris/France, 805-810.  
van Genuchten, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 892-898.



## Seismisch-akustisches Monitoring von Änderungen der Bodenmechanik während eines Befeuchtungs-Trocknungs-Zyklus

J.H. Berkenhagen\*, C.J. Hickey, J.M. Sabatier\*\*

### Einleitung

Die Ausbreitungsgeschwindigkeit von Druckwellen in einem Medium ist eine Materialeigenschaft. Die Geschwindigkeit steigt tendenziell mit der Festigkeit und sinkt mit der Dichte. In der Geotechnik macht man sich diesen Sachverhalt zunutze, um beispielsweise Gesteinsschichtungen zu detektieren. Hierfür sind hohe Energien erforderlich, sie werden beispielsweise mit Hammerschlägen oder Sprengkörpern freigesetzt.

Bei einer Messstrecke von Zentimetern bis wenigen Dezimetern lassen sich Druckwellen zerstörungsfrei einsetzen, um bodenkundliche Phänomene zu untersuchen.

Die Festigkeit des Bodens wird im Wesentlichen bestimmt durch die Spannungen und Bindungskräfte an den Kornkontakten. In einem früheren Beitrag (Berkenhagen et al. 1999) haben wir gezeigt, wie mit zunehmender Auflast die Ausbreitungsgeschwindigkeit ansteigt. Wir konnten außerdem an einem gemahlene Ton zeigen, dass bei erstmaliger Wasserzufuhr zu gesiebttem Material die Geschwindigkeit aufgrund der Kapillarkräfte ansteigt. Im vorliegenden Beitrag geht es darum, den Einfluss chemischer Bindungskräfte auf die Festigkeit einer solchen Bodenprobe seismisch-akustisch zu messen. Chemische Bindungskräfte wurden durch die Vorbehandlung variiert, Kapillarkräfte durch einen Bewässerungs-Austrocknungs-Zyklus.

### Material und Methode

Für das Experiment wurde ein Ton aus dem Mississippi-Delta (Sharkey Silty Clay; 1,9% Sand, 33,7% Schluff, 64,4% Ton) gewählt. Dieses Material lässt deutliche Änderungen der Bindungskräfte mit der Änderung des Wassergehaltes erwarten. Das Material wurde in drei Varianten verwendet:

\* nexus-Institut, Hardenbergstr. 4-5, 10623 Berlin  
[j.berkenhagen@tu-berlin.de](mailto:j.berkenhagen@tu-berlin.de)

\*\* National Center for Physical Acoustics,  
University of Mississippi, University, MS 38677USA  
[chickey@olemiss.edu](mailto:chickey@olemiss.edu); [sabatier@olemiss.edu](mailto:sabatier@olemiss.edu)

1. unbehandelt

2. Behandlung mit 25% HCl, danach Waschen mit deionisiertem Wasser bis zum Erreichen der Flockungsschwelle

3. Beimengen von 4 Gew.-% CaO

Das Material wurde lufttrocken gemahlen und auf 2 mm gesiebt, Variante 2 erst nach der Behandlung. In Variante 3 wurde anschließend das CaO hinzugefügt. Die Probenbehälter bestanden aus 1 cm starkem Acrylglas und hatten eine kubische Form mit einer Innen-Kantenlänge von 25 cm. Das Material wurde in 1 cm starken Lagen in die Probenbehälter eingefüllt und mit einem Brett verdichtet. Die Lagerungsdichten betragen im Ausgangszustand 1,35 g/cm<sup>3</sup> (unbehandelt), 1,29 g/cm<sup>3</sup> (HCl-Behandlung) bzw. 1,43 g/cm<sup>3</sup> (CaO-Behandlung).

In den Tiefen 5 cm, 10 cm, 15 cm und 20 cm wurden je drei piezokeramische Druckwandler eingebaut, die gleichermaßen als Sender wie als Sensor für Druckwellen verwendbar sind. Die zwei als Sensoren fungierenden Wandler waren 8 bzw. 12 cm vom Sender entfernt.

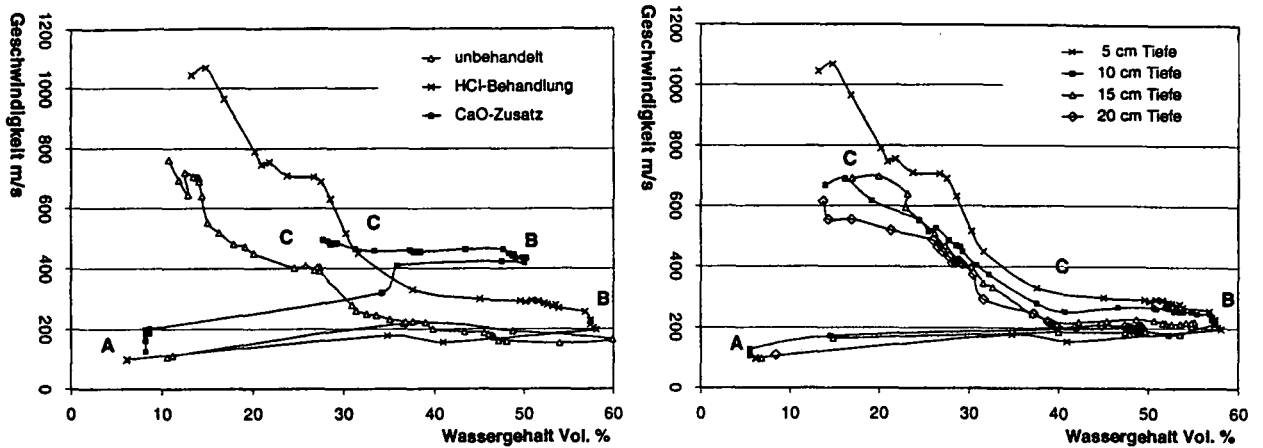
Auf diese Weise war der direkte Abstand zwischen Sender und Sensor kürzer als zwischen dem jeweiligen Wandler und der Gefäßwand. Somit war gewährleistet, dass sich die Messstrecke zwischen den Wandlern befand und nicht etwa, unter Einbeziehung des Acrylglases, zwischen den Wandlern und der Gefäßwand. Für die Darstellung wurden die Ergebnisse beider Strecken gemittelt.

Die Proben wurden im Versuchsverlauf über einen Schlauch und eine Kiesschicht unter dem Probenkörper gewässert und trockneten im Anschluss über 3-4 Monate langsam aus. Die Wassergehalte wurden alle zwei Stunden über TDR-Sonden erfasst, die in jeder Mess-tiefe installiert waren. Die Wellengeschwindigkeit wurde zu Beginn des Experiments alle 4-6 Stunden gemessen, im weiteren Verlauf im Turnus von 2-4 Tagen.

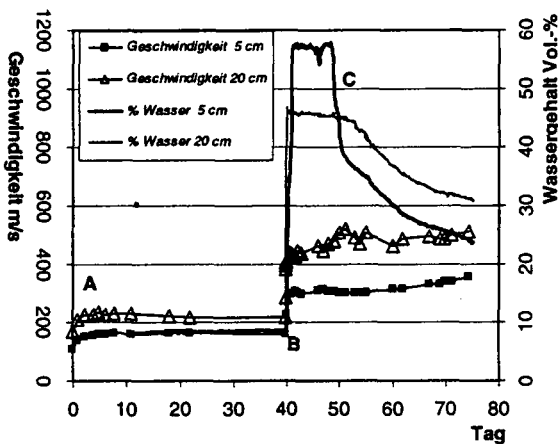
Die Ausbreitungsgeschwindigkeit wurde bestimmt über die zeitliche Differenz zwischen Senden und Empfangen des Signals sowie den zurückgelegten Weg.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Geschwindigkeit der Druckwellen war im trockenen Anfangszustand in allen drei Varianten ähnlich, obwohl die Lagerungsdichten unterschiedlich waren (Abb. 1 li.). Erwartet wurde eine mit der Lagerungsdichte zuneh-



**Abb.1 links:** Beziehung zwischen Wassergehalt und Ausbreitungsgeschwindigkeit der Druckwellen auf dem Pfad in 10 cm Tiefe bei unterschiedlichen Behandlungen  
**rechts:** Beziehung zwischen Wassergehalt und Ausbreitungsgeschwindigkeit der Druckwellen in der mit HCl behandelten Probe, alle Tiefen;  
 A= Ausgangszustand, B = maximale Wassersättigung, C = Trocknungsphase



**Abb.2:** Zeitlicher Verlauf von Wassergehalt und Geschwindigkeit in der mit CaO behandelten Probe  
 A= Ausgangszustand, B = maximale Wassersättigung, C = Trocknungsphase

mende Geschwindigkeit, weil damit die Anzahl und Festigkeit der Kornkontakte steigt. Eine Besonderheit war die Zunahme der Geschwindigkeit bei der CaO-behandelten Probe in der Anfangsphase, ohne dass Wasser zugefügt worden war (Abb. 2). Gleichzeitig quoll die Probe um rund 1 cm in der Höhe. Mit der Wasserzufuhr stieg die Geschwindigkeit durchweg auf rund das Doppelte. Durch das Wasser wurden die Adhäsions- und Kohäsionskräfte zwischen den ursprünglich separaten Partikeln erhöht. Die Kapillarkräfte stiegen mit der Austrocknung an, so dass gleichzeitig auch die Geschwindigkeit weiter zunahm. Hier zeigten die Varianten jedoch unterschiedliche Verläufe. Wie Abb. 1 (li.) exemplarisch für den Pfad in 10 cm Tiefe zeigt, stiegen die Geschwindigkeiten bis ca. 35% Wassergehalt (WG) nur unwesentlich. Bei weiterer Trocknung stieg die Geschwindigkeit bei der unbehandelten und HCl-behandelten

Probe kontinuierlich an, bei letzterer am stärksten. Die CaO-behandelte Probe zeigte dagegen kaum eine Zunahme der Geschwindigkeit.

Eine höhere Auflast erhöht die Spannung zwischen den Partikeln. Eine positive Korrelation zwischen Auflast und Geschwindigkeit wurde jedoch, im Gegensatz zu früheren Ergebnissen (Berkenhagen et al. 1999) nicht gefunden, im Gegenteil: in der HCl-behandelten Probe (Abb. 1 re.) sank die Geschwindigkeit mit zunehmender Tiefe (= Auflast). Dies deutet auf Heterogenitäten in der Probe hin, die bedingt sein können durch trotz Sorgfalt ungleichmäßige Befüllung oder durch ungleichmäßige Quellungs- und Schrumpfungsprozesse. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die chemische Behandlung zu Unterschieden in den mechanischen Eigenschaften führt und dass das akustische Messverfahren diese Änderungen zu detektieren vermag. Die Art dieser chemisch bedingten Änderungen muss anhand der Mikrostruktur näher untersucht werden (z.B. mit REM). Eine Verknüpfung akustischer Messergebnisse mit etablierten bodenmechanischen Messmethoden steht noch aus.

Literatur:

BERKENHAGEN, J.H.; C.J. HICKEY; S.N. PRASAD; M.J.M. RÖMKENS (1999): Acoustic monitoring of changes in mechanical properties of a soil using a seismic technique. Mitt. Dt. Bodenk. Ges. 91/1; p. 140-143.

# Räumliche und zeitliche Variabilität der Hydrophobie eines schwermetallbelasteten Altlaststandortes und Beziehungen zu Sickerwasserprozessen

Uwe Buczko<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Universität Bayreuth, LS Hydrologie, 95440 Bayreuth, e-mail: [uwe.buczko@uni-bayreuth.de](mailto:uwe.buczko@uni-bayreuth.de)

## Einleitung

Räumliche Variabilität der Hydrophobie von Bodenoberflächen kann räumlich heterogene Verteilungen von Sickerwasserflüssen in das Grundwasser induzieren. Die nach BBodSchG bei Verdacht von Bodenkontaminationen vorgeschriebene Sickerwasserprognose wird dadurch z.T. erheblich erschwert. Hydrophobe Bodeneigenschaften und deren räumliche Muster unterliegen darüberhinaus oft einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik.

Das Ziel dieses Beitrages ist, räumliche und zeitliche Muster von hydrophoben Bodeneigenschaften mit der räumlichen Verteilung und der zeitlichen Dynamik von Fließvorgängen in der ungesättigten Zone in Beziehung zu setzen.

## Material und Methoden

An einem mit Schwermetallen (Cr, As und Cu) und Teerölen kontaminierten Podsol in Neumarkt/Oberpfalz wird im Rahmen eines Forschungsprojektes zur Sickerwasserprognose das anfallende Sickerwasser in-situ räumlich und zeitlich hoch aufgelöst erfasst und chemisch analysiert. Die Gewinnung von Sickerwasser erfolgt mit 16 jeweils 1 m langen Saugrohren aus gesintertem Polyethylen mit einem Überzug aus Polyamidmembran in Bodentiefen 100 und 150 cm.

Die Hydrophobie des Bodens wurde zu mehreren Terminen des Jahres in-situ in Form von 6 bis 12 m langen Transekten mit dem Water drop penetration time (WDPT) test quantifiziert, sowie im Labor an Proben, welche entlang eines 12 m langen Transekts gewonnen wurden, mit dem WDPT und dem critical surface tension (CST) Test. Aus den so gewonnenen räumlich verteilten Daten wurden Semivariogramme berechnet.

## Ergebnisse

Exploratorische Farbtracerversuche mit dem Lebensmittelfarbstoff Brilliantblau im November 2001 ergaben eine deutliche räumliche Variabilität der Fließwege und ausgeprägten präferentiellen Fluss.

Die mit der Sickerwassererfassungsanlage gewonnenen Wassermengen zeigen eine extreme zeitliche und vor allem auch räumliche Variabilität. Das gleiche gilt für die im Sickerwasser ermittelten Konzentrationen von Cr und As. Dabei lässt sich keine Beziehung zwischen den Wasserflussraten und den Schwermetallkonzentrationen feststellen. Die räumliche Variation der Persistenz der Hydrophobie entlang des beprobten Transekts vom 14.03.2002 (Abb. 1) zeigt an der Bodenoberfläche zumeist extreme Hydrophobie (d.h. WDPT > 3600 s), jedoch mit extremer Schwankung auf engstem Raum. Fast alle Proben aus 5 cm Bodentiefe sind dagegen hydrophil (WDPT < 5 s).

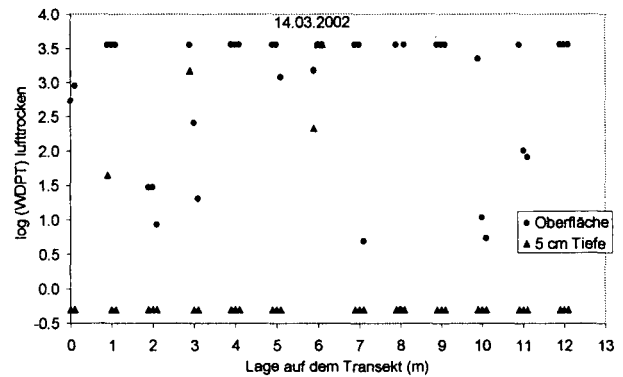


Abb. 1: Variation der Persistenz der Hydrophobie entlang des N – S – Transektes vom 14.03.2002: WDPT, luftgetrocknete Proben.

Das zugehörige Variogramm (Abb. 2) ist erratisch, lässt sich aber mit einem exponentiellen Modell und einer Korrelationslänge von 59.5 cm beschreiben.

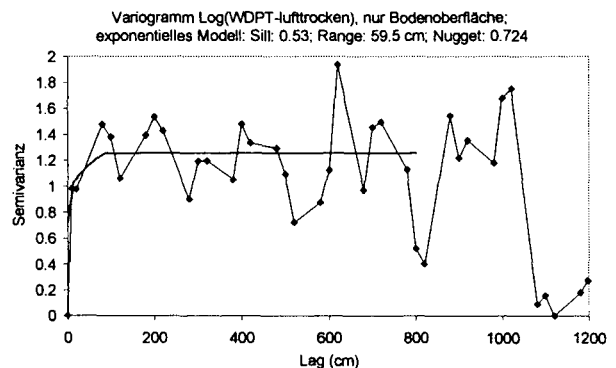


Abb. 2: Variogramm der WDPT entlang des N – S – Transektes vom 14.03.2002 (lufttrocken, dekadischer Log), nur Bodenoberfläche.

Die räumliche Variation der Stärke der Hydrophobie entlang des beprobten Transekts vom 14.03.2002 (Abb. 3) zeigt starke Hydrophobie und starke räumliche Variabilität der CST an der Bodenoberfläche, während Proben aus 5 cm Tiefe generell hydrophil sind.

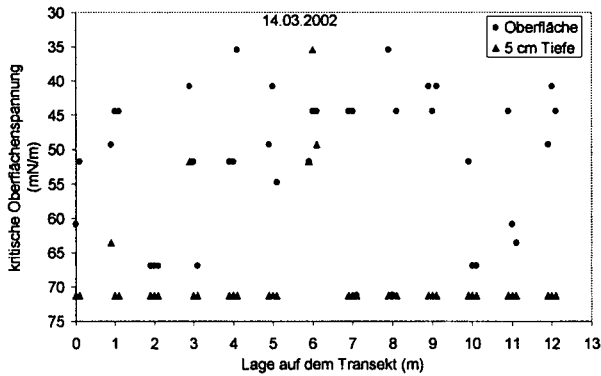


Abb. 3: Variation der Stärke der Hydrophobie entlang des N – S –Transektes vom 14.03.2002: CST, luftgetrocknete Proben.

Das zugehörige Variogramm (Abb. 4) lässt sich mit einem exponentiellen Modell und einer Korrelationslänge von 304 cm anpassen.

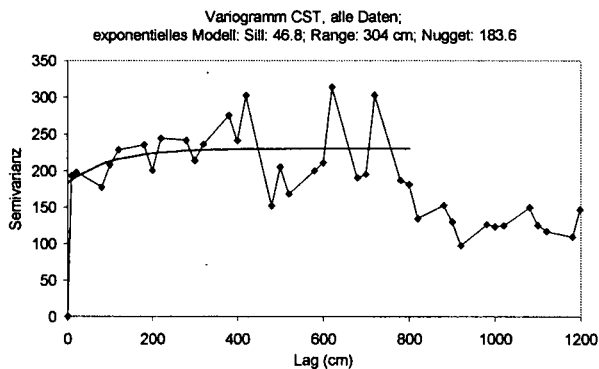


Abb. 4: Variogramm der CST entlang des N – S – Transektes vom 14.03.2002 (lufttrocken, dekadischer Log).

Die Variation der Persistenz der Hydrophobie entlang des in-situ Transekts vom 31.07. 2002 (Abb. 5) zeigt starke räumliche Variabilität im Abstand von wenigen cm.

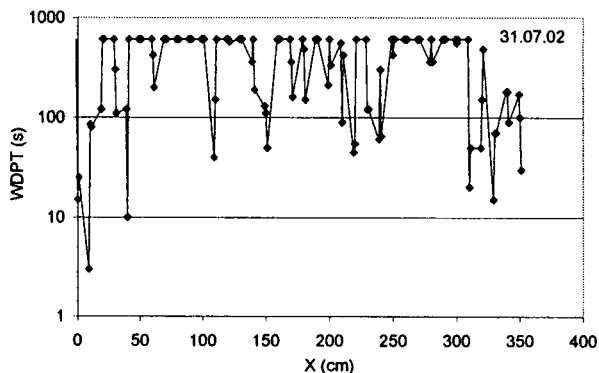


Abb. 5: Variation der Persistenz der Hydrophobie entlang des N - S –Transektes vom 31.07.2002: WDPT, in-situ.

Das zugehörige Variogramm (Abb. 6) lässt sich mit einem exponentiellen Modell und einer Korrelationslänge von 87.7 cm beschreiben.

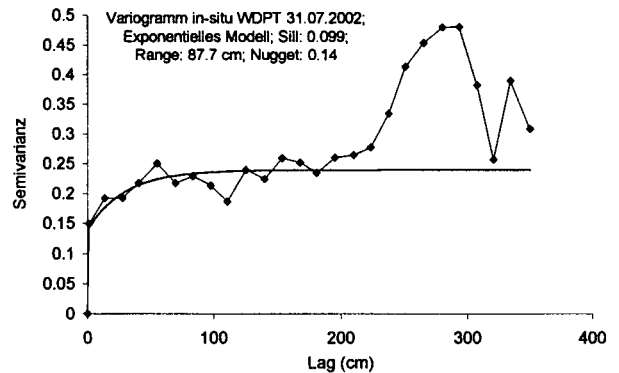


Abb. 6: Variogramm Log(WDPT), Transekt vom 31.07.2002.

### Diskussion und Schlussfolgerungen

Für den hier untersuchten Altlaststandort konnte mit den hier verwendeten Methoden eine deutliche zeitliche und räumliche Variabilität der hydrophoben Bodeneigenschaften festgestellt werden. Für die WDPT ergaben sich aus den Variogrammen oftmals Korrelationslängen von 50 bis 150 cm, in zahlreichen Fällen zeigten sie jedoch keine räumliche Struktur (Daten hier nicht dargestellt). Dies liegt in derselben Größenordnung wie der Abstand der Saugröhren in der Sickerwassererfassungsanlage, sodass sich die räumliche Variabilität der ermittelten Sickerwasserflüsse z.T. mit der Heterogenität der Hydrophobie erklären lässt. Die Korrelationslänge der Stärke der Hydrophobie (kritische Oberflächenspannung, CST) ist dagegen mit etwa 3 m deutlich größer, jedoch handelt es sich hier lediglich um ein untersuchtes Transekt, sodass für eine höhere Aussagekraft weitere Untersuchungen nötig wären.

# Die Dynamik der Desorption der Wassercharakteristik in einem sandigen Podsol unter Kiefernwald

M. Deurer<sup>1</sup>, J. Bachmann<sup>1</sup>, W. H. M. Duijnsveld<sup>2</sup>, J. Böttcher<sup>1</sup>, G. Klump<sup>2</sup>

## Einleitung

Bei der Vorhersage von Transport- und Transformationsprozessen in Böden spielt die Wassercharakteristik eine zentrale Rolle. Sie ist räumlich heterogen und kann gleichzeitig z.B. durch die Dynamik von Gefüge und hydrophoben Eigenschaften auch zeitlich variabel sein.

Mit der hochaufgelösten Entnahme ungestörter Stechzylinder und anschließender Gleichgewichts-Desorption im Labor lassen sich Referenzfunktionen einzelner Horizonte mit den zugehörigen Korrelationslängen und Varianzen optimal ableiten (Deurer et al., 2000). Aber *inwieweit repräsentieren solche „Labor“-Wassercharakteristiken die Ungleichgewichts-Situation im Feld?*

Außerdem, *wie stark ist die zeitliche Dynamik der Wassercharakteristik ausgeprägt?* Hier fragt sich, ob überhaupt ein stabiler Hauptdesorptionsast im Feld existiert. Für den Untersuchungsstandort ist in diesem Zusammenhang die Auswirkung hydrophober Eigenschaften auf die Wassercharakteristik interessant. In diesem Artikel versuchen wir eine Antwort auf diese beiden Fragen für einen sandigen Gley-Podsol unter Kiefernwald zu geben. Wir beschränken uns dabei auf die Desorption der Wassercharakteristik in den Tiefen 0.1, 0.4 und 0.7 m.

**Tab. 1:** Berechnete und kritische U-Werte (U-Test, Wilcoxon, Mann und Whitney) eines Vergleiches der Parametersätze der Varianten Labor und Feld-Frühjahr. Bei  $U < U_{krit.}$  sind die Mediane der Parameter signifikant unterschiedlich.

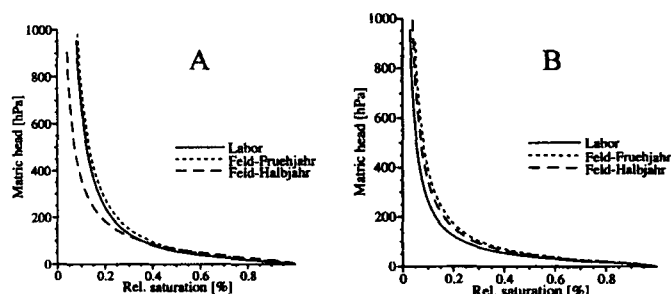
U-Werte	0.1 m	0.4 m	0.7 m
$\theta_r$	80	284	57
$\theta_s$	171	105	165
$\alpha_{vG}$	234	93	191
$n_{vG}$	119	95	229
$U_{krit.}(\alpha=0.1)$	159	222	190

## Material und Methoden

Der *Versuchsstandort* befindet sich etwa 40 km nördlich von Hannover im Fuhrberger Feld. Dort liegt ein Gley-Podsol aus Fein bis Mittelsand mit hydrophoben Eigenschaften im Oberboden (0-0.6 m) vor. Die *Desorption der Wassercharakteristik*

wurde mit der van Genuchten Beziehung parameterisiert. Um im Labor und in situ erstellte Wassercharakteristiken vergleichen zu können, wurde  $\theta_r$  als  $\theta$  bei 1000 hPa und  $\theta_s$  als  $\theta$  bei 10 hPa operationell definiert (Deurer et al., 2000). Folgende Datensätze der Desorption wurden als Varianten verglichen. Für die *Variante Labor* standen in den Tiefen 0.1, 0.4 und 0.7 m je 39 Datensätze zur Verfügung. Jede Probe entsprach einem ungestörten Stechzylinder. Sie stellen eine Gleichgewichts-Desorption mit Messpunkten bei 20, 30, 60, 100, 150 und 300 hPa dar. Für die in-situ Wassercharakteristiken standen in der Tiefe 0.1 m 16, in 0.4 m 17 und in 0.7 m 14 Positionen entlang eines Transektes zur Auswertung zur Verfügung. An jeder Position wurden in stündlicher Auflösung volumetrische Wassergehalte  $\theta$  und Tensiometerpotentiale  $\psi$  gemessen. Für die *Variante Feld-Frühjahr* wurde an jeder Position der Datensatz von 2 Wochen zu Beginn der Vegetationsperiode 1998 parameterisiert. In dieser Zeit gab es keine Niederschläge. Es herrschte Desorption vor und zu Beginn waren die meisten Positionen nahe 20 hPa.

Für die *Variante Feld-Halbjahr* wurde für jede Position aus den Daten eines Halbjahres (23.12.1997-19.07.1998) ein effektiver Hauptdesorptionsast geschätzt und dann parameterisiert. Dafür wurden für jede Position a) die Desorptionsäste identifiziert, b) die Daten aller Desorptionsäste als Serie aufsteigender Potentiale geordnet, c) die Serie in 10 hPa Abschnitte diskretisiert und d) innerhalb jedes Abschnittes dasjenige Paar ( $\theta$ - $\psi$ ) mit dem höchsten Wassergehalt ausgewählt. An diese, den Hauptdesorptionsast repräsentierenden, Paaren wurde dann  $\theta_r$  und  $\theta_s$  geschätzt, die Wassergehalte in relative Sättigungen umgerechnet und die van Genuchten Beziehung angepasst.



**Abb. 1:** Referenzfunktionen der verschiedenen Varianten in A: 0.4 m Tiefe und B: 0.7 m Tiefe

<sup>1</sup> Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuserstr. 2, D-30419 Hannover

<sup>2</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover



Die Mediane der Parameter der einzelnen Varianten und Tiefen wurden mit dem verteilungsunabhängigen, zweiseitigen *U-Test* von Wilcoxon, Mann und Whitney miteinander verglichen.

Laborexperimente von BAUTERS ET AL. (1998) zeigen, dass mit der *Hydrophobisierung* eines Sandes der Luftentrittspunkt der Desorption der Wassercharakteristik steigt. Bei einem Vergleich der Parameterisierung der hydrophilen Referenz mit dem hydrophoben System nimmt vor allem der Wert von  $\alpha_{vG}$  ab und meist gleichzeitig der von  $n_{vG}$  zu. Wir benutzen deswegen für eine Wassercharakteristik den Wert des Verhältnisses der Parameter der Varianten Feld-Frühjahr zu Feld-Halbjahr als *Indikator* für den Einfluss hydrophober Eigenschaften. Bei einem Wert, der für  $\alpha_{vG}$  grösser 1 und für  $n_{vG}$  gleichzeitig kleiner 1 ist, ist von einem Einfluss hydrophober Eigenschaften auf die Wassercharakteristik auszugehen.

**Ergebnisse und Diskussion**

In allen drei untersuchten Tiefen weichen beim Vergleich der Varianten Labor und Feld-Frühjahr die Mediane jeweils mindestens zwei der von Genuchten Parameter statistisch signifikant voneinander ab (siehe Tab. 1 und Abb. 1). Eine Übertragung von Referenzfunktionen und -parametern aus im Labor untersuchten Wassercharakteristiken ins Feld ist an diesem Standort nur bedingt möglich. Die Desorption im Labor spiegelt ein System im Gleichgewicht, die im Feld eines im Ungleichgewicht wider. Unklar ist auch, ob die Varianzen und Korrelationslängen der Parameter der Wassercharakteristik aus dem System Labor ins Feld übertragen werden können. Ein Vergleich der Varianten Feld-Frühjahr und Feld-Halbjahr zeigt, dass die Parameter der Desorption in dem betrachteten Halbjahr in den Tiefen 0.1 und 0.7 m relativ stabil sind (siehe Tab. 2 und Abb. 1). In der Tiefe 0.4 m scheint es dagegen keinen eindeutigen Hauptdesorptionsast zu geben. Als Erklärung dieser zeitlichen Dynamik kommt für den Standort vor allem der Einfluss hydrophober Eigenschaften in Frage. Ein Vergleich der Adsorptions- an Stelle der Desorptionsäste wäre für die Auswirkung hydrophober Eigenschaften noch sensibler.

**Tab. 2: Berechnete und kritische U-Werte (U-Test, Wilcoxon, Mann und Whitney) eines Vergleiches der Parametersätze der Varianten Feld-Frühjahr und Feld-Halbjahr. Bei  $U < U_{krit.}$  sind die Mediane der Parameter signifikant unterschiedlich.**

U-Werte	0.1 m	0.4 m	0.7 m
$\theta_r$	91	99	82
$\theta_s$	88	103	87
$\alpha_{vG}$	76	66	92
$n_{vG}$	56	54	92
$U_{krit.}(\alpha=0.1)$	60	89	61

Leider liessen sich aber keine befriedigenden Adsorptionsäste im Frühjahr rekonstruieren. Hydrophobe Eigenschaften sind in der Tiefe 0.7 m kaum und in den Tiefen 0.1 und 0.4 m ausgeprägt vorhanden.

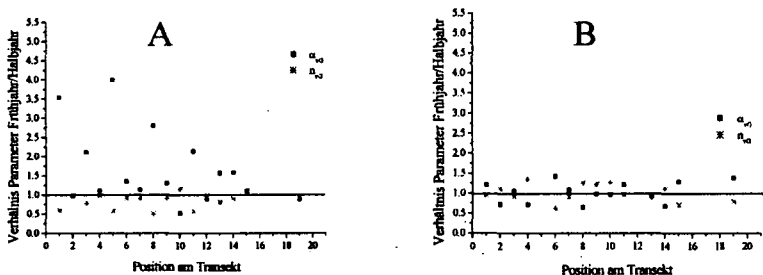
Bei einem positionsbezogenen Vergleich sind die Verhältnisse der Parameter  $\alpha_{vG}$  und  $n_{vG}$  in den Tiefen 0.4 m und 0.7 m der Varianten Feld-Frühjahr zu Feld-Halbjahr systematisch verschieden (siehe Abb. 2). In der Tiefe 0.4 m spiegeln sie in der Mehrzahl den Einfluss hydrophober Eigenschaften über das betrachtete Halbjahr wider. Für die Tiefe 0.7 m, in der hydrophobe Eigenschaften nur wenig auftreten, ist dies kaum der Fall.

**Schlussfolgerungen**

Die Gleichgewichts-Labor-Desorptionskurven beschreiben die Desorption im Feld nur bedingt. Die Parameterisierung der Desorption war am Standort in den Tiefen 0.1 und 0.7 m zeitlich stabil. Hydrophobe Eigenschaften führen dagegen in der Tiefe 0.4 m zu einer zeitlichen Dynamik der Parameterisierung. Ein Vergleich der Varianten Feld-Frühjahr mit Feld-Halbjahr zeigt die systematische Veränderung der Parameter  $\alpha_{vG}$  und  $n_{vG}$  in 0.4 m Tiefe. Die Art der Veränderung stimmt mit dem im Labor beobachteten Einfluss hydrophober Eigenschaften auf die Wassercharakteristik überein.

**Literatur:**

Bauters, T. W. J., DiCarlo, D. A., Steenhuis, T. S., Parlange, J.-Y., 1998: Preferential flow in water-repellent sands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 62, 1185-1190.  
 Deurer, M., Duijnsveld, W. H. M., Böttcher, J., 2000: Spatial analysis of water characteristic functions in a sandy podzol under pine forest. *Water Resour. Res.*, 36, 2925-2935.



**Abb. 2: Verhältnis der Werte der Parameter  $\alpha_{vG}$  und  $n_{vG}$  der Variante Feld-Frühjahr zur Variante Feld-Halbjahr in A: 0.4 m Tiefe und B: 0.7 m Tiefe**

## Mechanische Kennwerte von Watt- und Marschböden

H. Fleige, R. Horn, St. Gebhardt\*

### Einleitung

In der Watt- und Marschenlandschaft liegt eine typische Bodenentwicklungsreihe (Chronosequenz) vor. Die Bodenentwicklungsstadien sind Wattboden – Rohmarsch – Kalkmarsch und Kleimarsch. Vergesellschaftet sind diese Böden u.a. mit der tonreichen Knickmarsch und der sehr schluffreichen Haftnässemarsch, die außerhalb dieser Bodenentwicklungsreihe stehen. Der Vorteil einer Chronosequenz ist, dass eine spezielle Bodeneigenschaft, in diesem Fall die mechanische Stabilität (definiert über die Vorbelastung), zeitentwicklungsabhängig betrachtet werden kann.

Da die Gefügebildung durch Erstschrumpfung bereits in tonreichen Wattböden beginnt und die Marschböden durch eine fortlaufende Gefügebildung als Folge von Entwässerungs- und Bewässerungsvorgängen geprägt sind, sind unterschiedliche mechanische Stabilitäten in Abhängigkeit vom Bodentyp zu erwarten.

### Methodik

Als Maß für die mechanische Stabilität dient die Vorbelastung.

Zur Ermittlung der Vorbelastung wurden ungestörte Stechzylinder ( $236 \text{ cm}^3$ ,  $d = 10 \text{ cm}$ ,  $h = 3 \text{ cm}$ ) horizonspezifisch entnommen und in einer neuentwickelten Drucksetzungsapparatur (Spindeltrieb, Antriebssteuerung mit PC, wasserspannungs-, setzungs- und zeitabhängige Messungen, Tensiometer mit Druckaufnehmer), einaxial mit Auflasten von 5 bis 400 kPa bei 4-6 Wiederholungen belastet (Abb. 1). Die Ableitung wurde graphisch aus der Drucksetzungskurve nach CASAGRANDE bestimmt.

### Untersuchte Bodentypen / Chronosequenzen

- Wattboden – Rohmarsch (Salzwiese) – Kalkmarsch (Versuchsfläche mit natürlicher Vegetation/Hochstauden) – Kleimarsch (Acker) aus vorwiegend lehmig-schluffigen Sanden
- Wattboden (Uu) und Haftnässemarsch (Uu)/Weide
- Wattboden (mS, Sandwatt Sylt) und Kalkmarsch (mSfs, fSms)/Weide
- Wattboden (Tu2, Schlickwatt) – und Knickmarsch (Tu2, Tu3) über Niedermoor/Weide

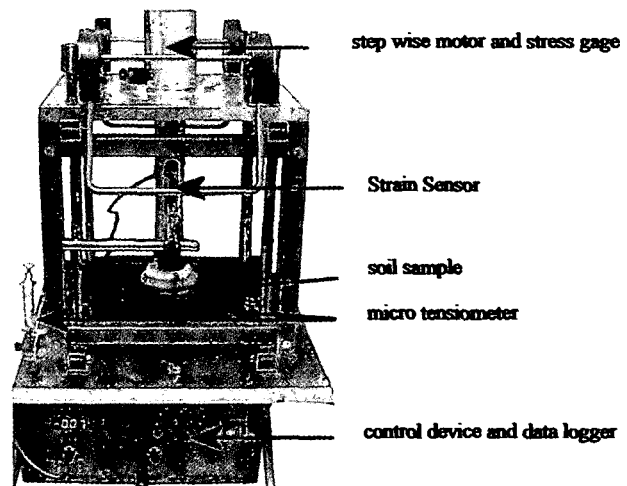


Abb. 1: Multistep-Apparatur zur Bestimmung der mechanischen Stabilität (Vorbelastung) von Böden

### Diskussion der Ergebnisse

Die mechanische Stabilität der Wattböden zeigt eine Abhängigkeit von der Bodenart. Ein sandiger Marschboden, der aus einem Sandwatt ( $\text{dB: } 1.5 \text{ g/cm}^3$ ) hervorgeht, startet mit einem wesentlich höheren Vorbelastungs-Potential als ein tonhaltiger Marschboden, der z.B. aus einem Schlickwatt ( $\text{dB: } 0.4 \text{ g/cm}^3$ ) hervorgeht (Abb. 2).

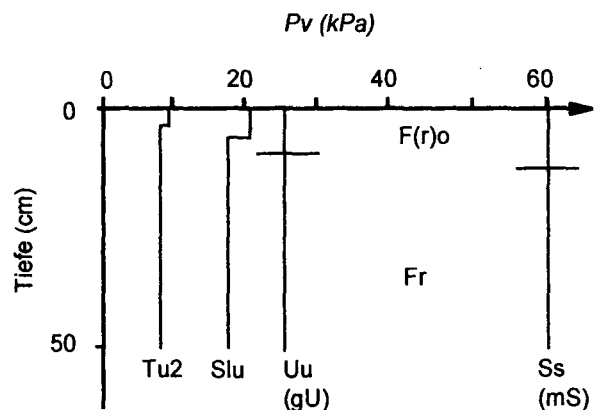


Abb. 2: Mechanische Stabilität/Vorbelastung ( $P_v$ ) von Wattböden ( $-60 \text{ hPa}$ )

Bei den Wattböden aus lehmig-schluffigen Sanden folgt bereits im Stadium der Rohmarsch eine Stabilisierung im Oberboden bzw. grundwasserfernen Unterboden (Go-Horizont) aufgrund der Häufigkeit von Be- und Entwässerung (Quellungs- und Schrumpfungsvorgängen), die zu einer deutlichen Strukturierung bzw. Gefügebildung (Gefüge: sub, sub-pri) führt, während der gering strukturierte

grundwassernahe Unterboden (Gor-Horizont) (Gefüge: koh, pri-koh) entsprechend des Wattboden-Stadium (vgl. Abb. 2) weiterhin sehr geringe Stabilitäten aufweist (Abb. 3). Es ist bekannt, daß bei gleicher Bodenart und Wasserspannung der Gefügeform eine entscheidende Bedeutung zukommt (Fleige et al. 2002). Die Stabilität steigt mit zunehmendem Aggregierungsgrad infolge höherer Scherwiderstände aufgrund höherer strukturbedingter Winkel der inneren Reibung und einer höheren Kohäsion in den Einzelaggregaten (Baumgartl 1991). Unterschiede im Tiefenverlauf der Vorbelastung sind bei eingedeichten Böden auf unterschiedliche Grundwasserstände und Nutzungsformen zurückzuführen.

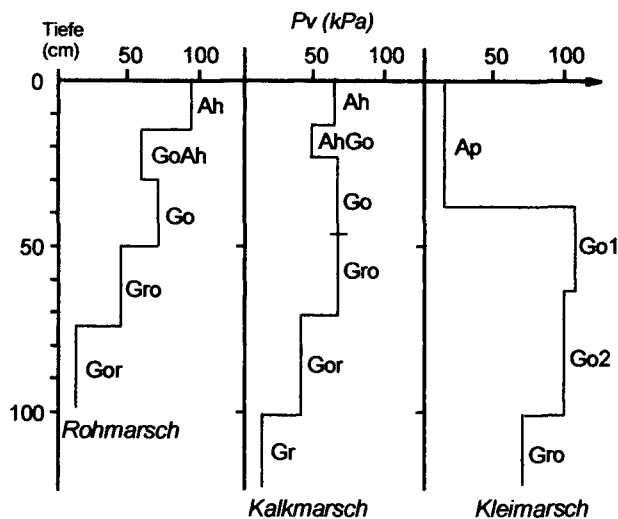


Abb. 3: Vorbelastung ( $P_v$ ) von Marschböden aus lehmig-schluffigen Sanden

Die schluffige Haftnässe-marsch und die sandige Kalkmarsch zeigen keine Unterschiede im Tiefenverlauf der Vorbelastung, was auf fehlende Aggregierung zurückzuführen ist. Entsprechend des unterschiedlichen Vorbelastungs-Potentials zu Beginn der Pedogenese im Wattboden-Stadium (vgl. Abb. 2) ist die Haftnässe-marsch im Vergleich zur sandigen Kalkmarsch als verdichtungsempfindlicher einzustufen.

Bei höherem Vorentwässerungsgrad steigt die Vorbelastung aufgrund der steigenden Kraft der kontrahierenden Wassermensken bei der Haftnässe-marsch (Gesamtporenvolumen rund 40%) erwartungsgemäß an. Bei -500 hPa sind die Porenräume des Schluffes bei Wassergehalten von nur noch ca. 6 Vol.-% Wasser weitgehend entleert.

Die untersuchte Knickmarsch (Gesamtporenvolumen rund 65%) über Niedermoor weist bei den untersuchten Wasserspannungen von -60, -300 und -500 hPa nur (sehr) geringe mechanische Stabilitäten auf. Auch bei -500 hPa sind die Wassergehalte mit ca. 40 Vol.-% immer noch so hoch, dass das Risiko einer (Unter-)Bodenverdichtung aufgrund von dynamischen Belastungen besteht.

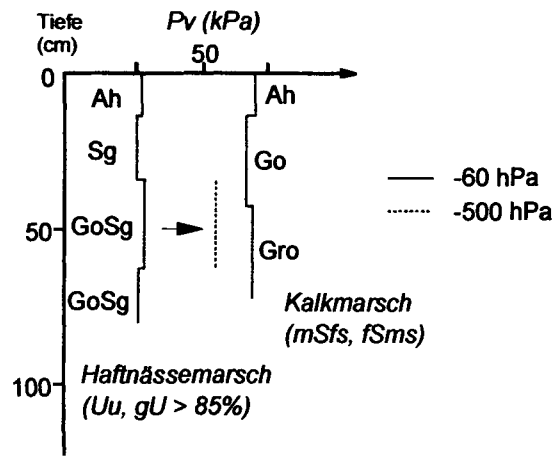


Abb. 4: Vorbelastung von einer schluffigen Haftnässe-marsch und einer sandigen Kalkmarsch

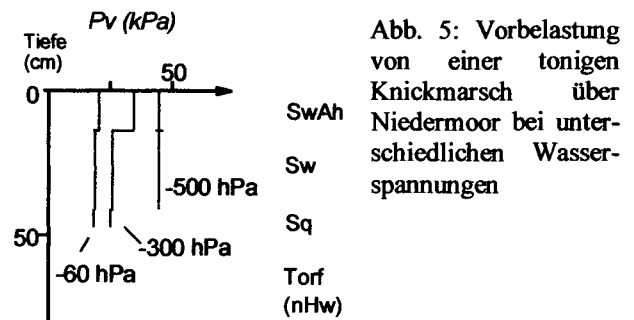


Abb. 5: Vorbelastung von einer tonigen Knickmarsch über Niedermoor bei unterschiedlichen Wasserspannungen

## Zusammenfassung

- Im Wattboden-Stadium (Beginn der Pedogenese) liegen unterschiedlich hohe „Vorbelastungspotentiale“ vor, die prägend für die mechanischen Stabilitäten der resultierenden Marschböden sind.
- Konstanter Tiefenverlauf der Vorbelastung bei Marschböden aus „reinen“ Bodenarten (Sande, Schluffe, keine Aggregierung).
- Zunahme der Vorbelastung („Vorbelastungstreppe“) mit zunehmendem Grundwasserabstand bei Marschböden aus lehmig-schluffigen Sanden (Einfluss der Aggregierung).

## Literatur

- Baumgartl, Th. (1991): Spannungsverteilung in unterschiedlich texturierten Böden und ihre Bedeutung für die Bodenstabilität. Schrift. Inst. f. Pflanzener. u. Bodenk., Kiel.
- Fleige, H., R. Horn, F. Stange (2002): Soil mechanical parameters derived from the CA-database on subsoil compaction. *Advances in GeoEcology*, 35, Catena Verlag, 359-366.

# Wasserabsorptions- und Diffusionseigenschaften von Bodenaggregaten mit und ohne Randschichten

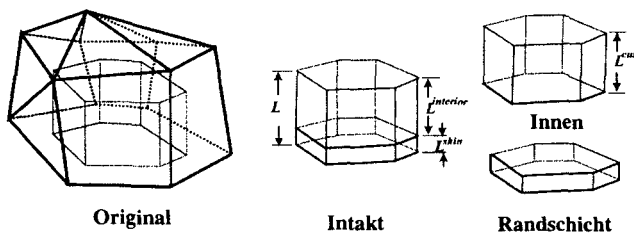
Horst H. Gerke<sup>11</sup>

## Einleitung

In strukturierten Böden mit Aggregatgefüge kann es unter bestimmten Bedingungen zum präferenziellen Fluss mit lokalen Ungleichgewichten im Wasserpotenzial oder in den Konzentrationen gelöster Stoffe zwischen Intra- und Interaggregatporenraum kommen. Die gefügebedingten Ursachen für derartige sub-REV-skalierte Prozesse können einerseits auf Unterschiede in den Fließ- und Transportgeschwindigkeiten zwischen den Porensystemen und andererseits auf Eigenschaften von Bodenaggregat-Randschichten beruhen. In diesem Beitrag sollen Untersuchungen über hydraulische Eigenschaften und Diffusionseigenschaften von Bodenaggregaten mit intakter und entfernter Randschicht verglichen und hinsichtlich Fluss und Transport analysiert werden.

## Material and Methoden

Die Aggregate stammen aus 40 cm Bodentiefe einer pseudovergleyten Pararendzina vom Standort Bokhorst bei Kiel. Nach Präparation (Abb. 1) wurden die Wasserabsorption und die -retention an Bodenaggregatproben mit und ohne Randschicht bestimmt sowie Versuche zur Diffusion (Chlorid und Bromid) in die Aggregate durchgeführt (siehe Gerke und Köhne, 2002; Köhne et al., 2002).



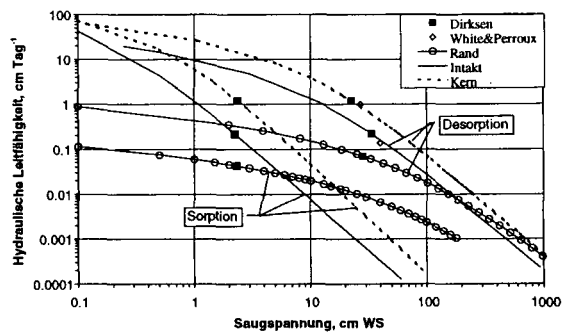
**Abbildung 1:** Schematische Darstellung der Präparation von Proben aus Bodenaggregaten mit intakter und entfernter Randschicht.

Verglichen wurden die Ergebnisse von Aggregaten mit intakter Randschicht mit denen von

Aggregaten, bei denen die Randschicht entfernt worden war. Aus der Differenz der Messwerte für unterschiedliche Saugspannungen und der Sorptions-pF-Kurven wurde eine hydraulische Leitfähigkeitsfunktion für die etwa 1 mm dicke Randschicht geschätzt. Die effektive Stoff-Diffusivität von wassergesättigten Aggregaten mit und ohne Randschicht wurde aus den zeitlichen Konzentrationsänderungen abgeleitet.

## Ergebnisse und Diskussion

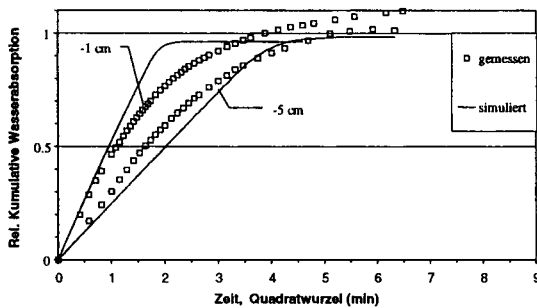
Die hydraulische Leitfähigkeit nahe Sättigung (Abb. 2) und die effektive Diffusivität der Randschicht bei Sättigung (nicht dargestellt) waren geringer als die Werte des Aggregatinneren. Für die hydraulische Leitfähigkeit mit Desorptions-Retentionsparametern beträgt der Unterschied zwischen Rand und Kern etwa 2 Größenordnungen für Saugspannungen <1 cm und verringert sich mit zunehmender Saugspannung. Das Verhältnis kehrt sich etwa ab >1000 cm um. Bei Verwendung der Sorptionsparameter sind die Unterschiede zwischen Rand und Kern nahe Sättigung größer und kehren sich bereits ab etwa 20 cm um.



**Abbildung 2:** Hydraulische Leitfähigkeitsfunktionen von Aggregatproben mit intakter Randschicht sowie von einer 1 mm dicken Randschicht im Vergleich zum Aggregatkern. Die einzelnen schwarzen Punkte wurden aus Daten der Absorptionsversuche nach 2 Methoden (Dirksen, White & Perroux) ermittelt. Die Kurven wurden aus den Retentionsfunktionen geschätzt.

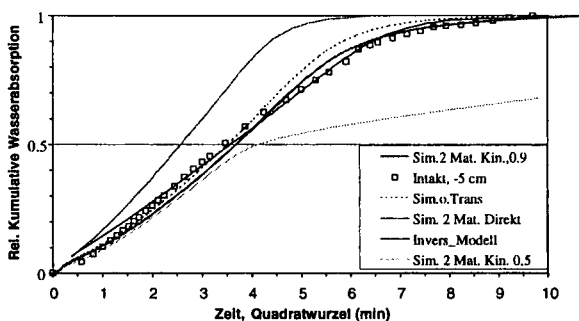
<sup>11</sup>Horst H. Gerke, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Bodenlandwirtschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, hgerke@zalf.de.

Die hydraulischen Parameter wurden anschließend verwendet, um zu prüfen, ob die Absorptionsversuche mit einer numerischen Lösung der Richardsgleichung (HYDRUS) zu beschreiben sind.



**Abbildung 3:** Kumulative Wasserabsorption als Funktion der Wurzel aus der Zeit von geschälten Aggregatproben bei Anfangsmatrixpotenzialen von -210 cm und angelegten Potenzialen von -5 cm und -1 cm am unteren Rand.

Für die geschälten Aggregate (Abb. 3) zeigt sich gegen Ende der Versuche eine im Vergleich zum Modell verlangsamte Wasserabsorption. Als Ursachen für diese zeitabhängige Reduktion der Aufnahme könnten u.a. Quellungsvorgänge (hier rel. gering), partielle Hemmungen der Benetzung oder die Existenz zunächst weniger mobiler Porenregionen in Frage kommen.



**Abbildung 4:** Kumulative Wasserabsorption als Funktion der Wurzel aus der Zeit von intakten Aggregaten mit Anfangsmatrixpotenzial von -210 cm bei angelegtem Potenzial von -5 cm am unteren Rand. Dargestellt sind Messwerte (Quadrate) und simulierte Kurven.

Die Simulation eines Absorptionsversuchs für intakte Aggregatproben (Abb. 4) im Vergleich zu den Messwerten bei Verwendung der vorher mit anderer Methodik ermittelten hydraulischen Parameterfunktionen ergab eine zu rasche Ab-

sorption (oberste Kurve). Für Randschicht (1 mm) und Kernbereich (5 mm) wurden hier unterschiedliche Parametersätze verwendet. Durch eine Reduktion des mobilen Porenraums auf 90 % (gepunktete Kurve) konnten die Messwerte im Anfangsbereich besser getroffen werden. Durch zusätzlichen kinetischen Massentransfer in (angenommene) immobile Porenbereiche mittels einfachem Ansatz erster Ordnung konnten die Messwerte zu den späteren Terminen besser angenähert werden. Die untere Kurve zeigt exemplarisch die Effekte bei Annahme eines immobilen Porenraums von 50 %. Die Anpassung an die Messwerte war bei inverser Parameterschätzung (natürlich) am Besten. Allerdings waren die invers geschätzten Parameter für die gleichen Proben aber für Versuche mit unterschiedlichen Randbedingungen jeweils anders und lassen sich daher nicht allgemein verwenden oder können zur Erklärung der langsameren Absorption beitragen.

### Schlußfolgerungen

Randschichten von Aggregaten lassen sich als separate poröse Medien darstellen, um so lokale Effekte von hydraulischen und diffusiven Widerständen aufgrund von Tonhüllen oder Verdichtungen beschreiben zu können. Mit gesonderten hydraulischer Funktionen läßt sich die gemessene Wasserabsorption mit numerischen Modellen abbilden. Allerdings scheinen zusätzliche kinetische Effekte die Absorption selbst in den relativ kleinen Aggregatproben zu beeinflussen.

Weitere Eigenschaften von Bodenaggregat-Randschichten, wie z.B. zeitvariable Benetzungshemmungen, könnten zur Kontrolle des Wasser- und Stoffaustausches zwischen Intra- und Interaggregatporenraum und damit zur präferenzielle Verlagerung von Wasser und gelösten Stoffen beitragen, wie auch die Geometrie der Aggregate in ihrer natürlichen Lagerung.

### Literatur:

- Köhne, J.M., H.H. Gerke, S. Köhne, Effective diffusion coefficients of soil aggregates with surface skins. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(5), 1430-1438, 2002.
- Gerke, H.H., J. M. Köhne, Estimating hydraulic properties of soil aggregate skins from sorptivity and water retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66(1), 26-36, 200

# Stabilisierungsprozesse durch hydrophobe Grenzflächen auf Aggregaten und Primärpartikeln

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

## Einführung

Das Wasser im Boden spielt eine zentrale Rolle für die Stabilität des Gefüges. Insbesondere schnell infiltrierendes Wasser wirkt negativ auf die Aggregatstabilität, da neben der absoluten Höhe des Luftdrucks vor allem auch die Geschwindigkeit der Luftdruckänderung das Ausmaß der Aggregatzerstörung bestimmt. Hydrophobe Grenzflächen verringern die Infiltrationsrate und können damit zu einer Erhöhung der Wasserstabilität beitragen.

In natürlicher Umgebung sind die per se gut benetzbaren mineralischen Bodenbestandteile in der Regel von organischer Substanz umgeben, die in Form dünner Filme auf den Mineralen oder als Pflanzenreste in partikulärer Form zwischen den Primärpartikeln vorliegen kann. Dies führt zu einer Reduzierung der freien Grenzflächenenergie und damit zu einer Verringerung der Benetzbarkeit des Bodenmaterials.

Die Benetzbarkeit lässt sich durch den Kontaktwinkel  $\theta$  am Dreiphasenpunkt beschreiben, den eine Flüssigkeit auf einer Festkörperoberfläche bildet. Der Kontaktwinkel ergibt sich aus dem Verhältnis der Grenzflächenenergien  $\gamma$  des Dreiphasensystems. Die Verknüpfung von Kontaktwinkel und Grenzflächenenergien liefert die Youngsche Gleichung (Gl.1):

$$\cos\theta = \frac{\gamma_s - \gamma_{sl}}{\gamma_l} \quad (1)$$

Die Benetzbarkeit nimmt danach mit abnehmender Grenzflächenenergie der festen Phase  $\gamma_s$  und zunehmender Grenzflächenenergie der flüssigen Phase  $\gamma_l$  tendenziell ab.

Aufgrund der Schwierigkeiten bei der direkten Bestimmung des Kontaktwinkels von Böden bedient man sich indirekter Methoden wie z.B. der Kapillaraufstiegsmethode. Hierbei wird das zu messende Bodenmaterial in Glasröhrchen eingefüllt, die an der Unterseite mit einer porösen Glasfritte verschlossen sind und die Massenzunahme  $w$  der Probe in Kontakt mit einer Prüfflüssigkeit als Funktion der Zeit  $t$  bestimmt. Über die Steigung

( $w^2/t$ ) der kapillaren Aufstiegskurve einer vollständig benetzenden Flüssigkeit (n-Hexan) und Berücksichtigung von Viskosität  $\eta$ , Dichte  $\rho$  und Oberflächenspannung  $\gamma$  wird zunächst die Geometrie der Probe (c-Faktor) ermittelt (Washburn-Gleichung):

$$c = \frac{w^2}{t} \frac{\eta}{\rho^2 \gamma \cos\theta} \quad (2)$$

Anschließend wird der Kontaktwinkel aus der Steigung der kapillaren Aufstiegskurve für Wasser unter Hinzuziehung des c-Faktors berechnet:

$$\cos\theta = \frac{w^2}{t} \frac{\eta}{\rho^2 \gamma c} \quad (3)$$

Da zwei unabhängige Aufstiegsmessungen für die Berechnung des Kontaktwinkels notwendig sind, muss eine konstante Packungsdichte der Parallelproben gewährleistet sein. Dies wird durch eine standardisierte Kompaktion des Materials erreicht.

## Ergebnisse

Die gemessenen Kontaktwinkel weisen ein weites Spektrum von  $0^\circ$  (benetzbar) bis  $90^\circ$  (hydrophob) auf, wobei die meisten Werte deutlich über  $30^\circ$  liegen. Dabei zeigen die forstwirtschaftlichen Böden (pseudovergleyte Braunerde, podsoliierte Braunerde) im Vergleich mit den landwirtschaftlich genutzten Böden (Schwarzerde, Parabraunerde) im allgemeinen stärkere Benetzungshemmungen.

In Abb. 1 ist der Tiefenverlauf der Kontaktwinkel am Beispiel einer pseudovergleyten Braunerde dargestellt. Das Material aus dem Ah-Horizont weist den größten Kontaktwinkel auf. Mit zunehmender Tiefe werden die Winkel zunächst kleiner und steigen schließlich im SdBv2-Horizont wieder an. Dieser Verlauf wurde mehr oder minder ausgeprägt auch für eine Reihe weiterer Böden festgestellt. Die großen Kontaktwinkel im oberen Bereich korrespondieren mit hohen Gehalten an organischem Kohlenstoff, die großen Werte im SdBv2-Horizont und darunter lassen sich jedoch nicht mit dem  $C_{org}$ -Gehalt in Beziehung setzen. Es scheint jedoch eine Beziehung zwischen dem Kontaktwinkel und dem Abbaugrad der organischen Substanz ( $(Ac/Al)_v$ -Quotient) zu bestehen.

\*Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Strasse 2, 30419 Hannover Kontakt: goebel@ifbk.uni-hannover.de

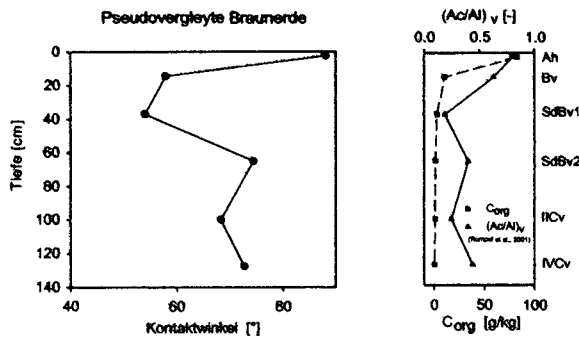


Abbildung 1: Kontaktwinkel-Tiefenprofil.

Aggregate und homogenisiertes Material aus dem Ap-Horizont einer Parabraunerde wurden bei relativen Luftfeuchten  $RH$  von 0, 32, 80 und 99% equilibriert und anschließend die Kontaktwinkel bestimmt. Abb. 2 (links) zeigt, dass die Kontaktwinkel der 2-4mm Aggregate mit zunehmender Luftfeuchte von  $0^\circ$  auf annähernd  $70^\circ$  ansteigen. Vergleicht man die intakten Aggregate mit dem homogenisierten Material (Abb. 2, rechts), so zeigt sich, dass die Benetzbarkeit der 2-4mm Aggregate größer ist, wohingegen die  $<1\text{mm}$  Aggregate benetzungsgehemmter sind als das Feinmaterial. Dies deutet auf das Vorhandensein hydrophober organischer Substanz im Innern der großen Aggregate hin.

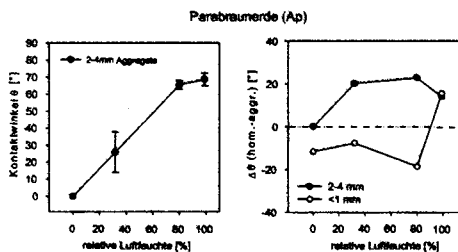


Abbildung 2: KW als Funktion von  $RH$  (links); KW-Differenzen zwischen Aggregaten und homogenisiertem Material (rechts).

In Abb. 3 sind die Wasser-Aufstiegskurven für 1-3mm Aggregate (Ap-Horizont, Parabraunerde,  $KW: 38^\circ$ ) und für 1-3mm Regenwurmexkreme (Ap-Horizont, Rendzina,  $KW: 85^\circ$ ) dargestellt. Die Aufstiegsraten der beiden Proben unterscheiden sich deutlich voneinander, wobei die stärker benetzungsgehemmten Regenwurmexkreme im markierten Bereich bereits eine um den Faktor 20 geringere Rate aufweisen, die sich im Zeitverlauf weiter reduziert. Die Parabraunerde-Aggregate sind bereits nach 6 s vollständig aufgesättigt, wohingegen die Regenwurmexkreme erst nach etwa 2500 s die maximale Wasseraufnahme erreicht haben. Dabei ist das maximale Auf-

nahmevermögen für beide Proben vergleichbar.

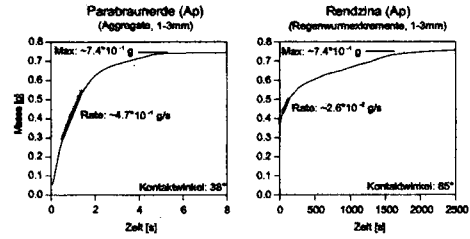


Abbildung 3: Kapillaraufstiegskurven.

Der Effekt der benetzungsbedingten Verringerung der Infiltrationsrate auf die Aggregatstabilität ist in Abb. 4 dargestellt. Die Aggregate und Regenwurmexkreme wurden dazu mit deionisiertem Wasser versetzt und der mit der Zeit fortschreitende Zerfall beobachtet. Bei den Aggregaten ist bereits nach 5 s eine deutliche Strukturveränderung erkennbar. Nach 30 min sind die Aggregate nahezu vollständig zerfallen. Die hydrophoben Regenwurmexkreme zeigen hingegen auch nach 30 min nur eine sehr geringe - randlich beschränkte - Strukturveränderung.

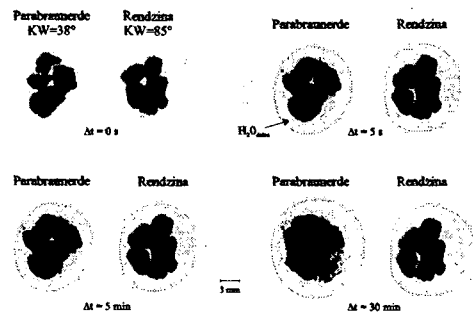


Abbildung 4: Einfluss der Benetzbarkeit auf die Aggregatstabilität.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass hydrophobe Eigenschaften im Boden offenbar keine Singularitäten darstellen, sondern vielmehr die Regel zu sein scheinen. Insbesondere der aktuelle Wassergehalt scheint ein entscheidendes Kriterium dafür zu sein, ob ein Boden benetzungsgehemmt oder benetzbar ist. Diese Tatsache ist insofern von großer Bedeutung, als bereits sehr geringe Variationen des Wassergehaltes die Benetzungseigenschaften stark beeinflussen. Die durch hydrophobe Oberflächen bedingte Verringerung der Infiltration trägt zu einer deutlichen Erhöhung der Gefügestabilität bei.

Die Arbeiten wurden mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft (SPP 1090 - Böden als Quelle und Senke für  $\text{CO}_2$ ) durchgeführt.

# Videsequenz zur Wasserbewegung im Boden unter Kiefernforst

## - Aspekte zur Benetzungshemmung -

A. Greiffenhagen<sup>1</sup>, U. Wolf<sup>1</sup>, G. Wessolek<sup>1</sup> und M. Renger<sup>1</sup>

Die Dynamik physikochemischer Bodeneigenschaften ist in Waldökosystemen von grundlegender Bedeutung für die Heterogenität der Wasserbewegung und die Verlagerungsgeschwindigkeit im Boden. Dies gilt insbesondere für die zeitlich und räumlich variabel auftretende Benetzungshemmung. Diese Arbeit stellt Feldmessungen vor, die sowohl zeitlich als auch räumlich hochaufgelöst durchgeführt wurden, um die Variabilität von Versickerungsmustern zu erfassen.

### Material und Methoden

Untersuchungsstandort war ein Kiefern-altbestand (*Pinus sylvestris*) im Grunewald bei Berlin, dessen Krautschicht von Drahtschmiele (*Deschampsia flexuosa*) und Moos (*Dicranum sp.*) gebildet wird. Der Mineralboden, eine podsolige Braunerde auf Geschiebedecksand (mSfs), wird von einer ca. 8 cm mächtigen Humusauflage (Graswurzelfilzmoder) überlagert. Die Anzahl der Feinwurzeln als auch der Gehalt an organischer Substanz nimmt über die Profiltiefe mit zunehmender Tiefe kontinuierlich ab. In einem Messtransekt zwischen zwei benachbarten Kiefern wurden 95 TDR-Sonden (EASY TEST) installiert. Mithilfe eines Dataloggers wurden die Dielektrizitätskonstanten aller Sonden stündlich gemessen und nach Sonden- und Dichtekorrektur (Malicki et al., 1996) die Wassergehalte berechnet. Das Messtransekt war 2,10 m breit und 1,0 m tief. Die TDR-Sonden wurden an 15 Positionen mit einem horizontalen Abstand von 0,15 m in 7 Tiefen eingebaut (Abb.1).

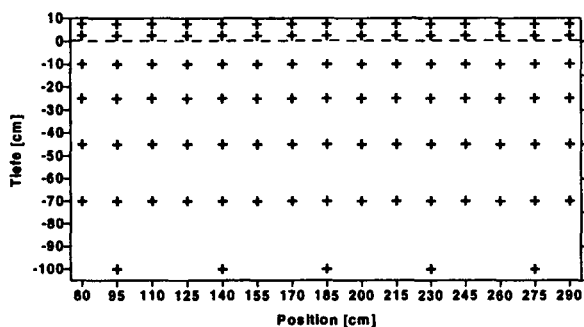


Abb.1: Anordnung der TDR-Sonden im Messtransekt.

Die Wassergehalte wurden mithilfe von Kontourplots 2-dimensional dargestellt und über die Zeit zu 2 Videoanimationen verarbeitet. Ergebnisse dieser visuellen Aufbereitung werden im Ergebnisteil beschrieben.

Nach Ende des Versuchs wurde das Transekt hochauflösend beprobt und die potenzielle Benetzungshemmung mittels des WDPT an luftgetrockneten Proben gemessen. Es sollte festgestellt werden, ob die potenzielle Benetzungshemmung als Indikator für den minimalen, durchflossenen Fließquerschnitt verwendbar ist.

### Ergebnisse und Diskussion

Als Maß für die Heterogenität der Wassergehalte nach Niederschlägen zeigen deren Variationskoeffizientenverläufe (VK) ein Ansteigen ab April, beginnend in den Auflagehorizonten und mit zeitlicher Verzögerung und zunehmender Tiefe auch im Mineralboden (Abb.2).

Maximale Heterogenität wird nach der sommerlichen Austrocknungsphase im September erreicht. Somit beschränkt sich ein homogenes Sickerverhalten nach dem Prinzip des „piston flow“ auf den Spätwinter und die beginnende Vegetationsperiode bis Anfang April. In der Folge nimmt die Dominanz des „preferential flow“ zu und erreicht im September/Oktober ihr Maximum. Im Zuge der anschließenden Wiederbefeuchtung ist die Dominanz des „preferential flow“ bis zum Spätwinter rückgängig. Feldkapazität wird erst kurz vor der kommenden Vegetationsperiode erreicht.

Maßgeblich verantwortlich für die Heterogenität der Wasserflüsse ist die Benetzungshemmung, die im Laufe der sommerlichen Austrocknung einsetzt. Extreme potenzielle Benetzungshemmung (>6h WDPT) wurde in den obersten 15 cm des Mineralbodens festgestellt. In durchschnittlichen und trockenen Jahren wird die potenzielle Benetzungshemmung nach der sommerlichen Austrocknung erreicht.

<sup>1</sup>Technische Universität Berlin, Institut für Ökologie  
Kontakt: a.greiffenhagen@tu-berlin.de



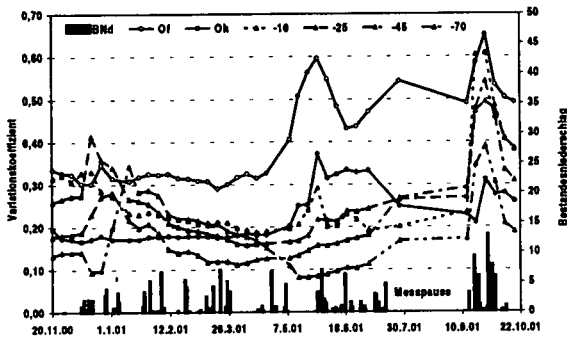


Abb.2: Verläufe der Variationskoeffizienten der Wassergehalte als Wochenmittel.

Die räumliche Zuordnung der Bereiche mit der höchsten potenziellen Benetzungshemmung zeigte nach Niederschlägen keine Wassergehaltszunahme. Insgesamt waren ca. 50 % des oberflächennahen Profilquerschnitts extrem benetzungsgemindert und nahmen nicht an der Weiterleitung infiltrierenden Niederschlagswassers teil. Somit kommt es innerhalb der Humusaufgabe zu einer Umverteilung von Niederschlagswasser, bevor dieses durch die schwächer benetzungsgeminderten Bereiche im obersten Mineralboden zu den eigentlichen „fingern“ geleitet und rasch präferenziell verlagert wird.

### Schlussfolgerungen

- TDR-Messungen mit hoher und zeitlicher Auflösung ermöglichen die Abbildung von Sickermustern.
- Zeitweilig auftretende Benetzungshemmung wurde in nordostdeutschen Kiefernwäldern als Ursache für jährliche Wechsel von Sickermustern (piston flow, preferential flow) nachgewiesen.
- Die potenzielle Benetzungshemmung wird als Indikator für die Vorhersage des minimalen durchflossenen Querschnitts vorgeschlagen.
- Die Verläufe der Variationskoeffizienten von Wassergehalten ermöglichen die zeitliche Bestimmung von präferenziellem Fluß.

### Literatur

Malicki, M.A., R. Plagge & C.H. Roth (1996): Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil. European Journal of Soil Science, 47, 357-366.

# Markierte Fließwege im Vergleich zur räumlichen Verteilung von Wurzeln, Kippstrukturen und Hydrophobie in einem rekultivierten Kippboden

Hangen, E.<sup>1</sup>, Gerke, H.H.<sup>2</sup>, Schaaf, W.<sup>1</sup>, Hüttl, R.F.<sup>1</sup>

## Einleitung

Die Kenntnis der Fließvorgänge und Umsatzprozesse in kohlehaltigen Kippböden ist u.a. eine Voraussetzung für die Verbesserung der Bilanzierung und Vorhersage des Wasser- und Stoffhaushalts von rekultivierten Standorten (SCHAAF 2001). Die maßgeblichen Einflussgrößen, die für die Entstehung präferenzierter Fließzonen in diesen Kippböden verantwortlich sind, sind weitgehend unbekannt. Besondere Merkmale stellen die durch die Verkippung entstandenen schräggestellten Strukturen sowie die kleinräumige Heterogenität von physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften dar, wie dies z.B. für die Benetzungshemmung mittels Wassertropfentests gezeigt werden konnte (GERKE ET AL. 2001). Ziel dieser Untersuchung ist es, räumliche Beziehungen zwischen markierten Fließwegen und Gefügeeigenschaften, wie z.B. Kippstrukturen, Meliorationshorizonten und der Wurzelverteilung, zu analysieren.

## Material und Methoden

### Versuchsstandort „Bärenbrücker Höhe“ bei Cottbus

-Absetzerkippe; bis 40 cm mit Kesselhausasche melioriert; unterhalb 2 cm mächtigen A<sub>1</sub>-Horizonts pyrithaltiger Kippkohlelehmsand; 19-jährige *Pinus nigra* - Aufforstung; maximale Wurzeltiefe bis 80 cm; untersuchte Kippbodenausschnitte (Flächen jeweils ca. 130 cm x 250 cm) umfassen 2 Kiefernplantzreihen

### EXPERIMENT A

-Fließwegvisualisierung mit Jod-Stärke Färbeverfahren: **Beregnung** mit 60 mm Jodidlösung (15 g I/l) mit 7.5 mm/h bei ca. 20 Vol.% Bodenvorfeuchte; nach 3 Tagen schichtweises (10 cm) Darstellen der Fließwege; Digitalisierung der Färbestrukturen; Bodenbeprobung mit 25 cm-Raster bis 150 cm Tiefe (Abb.1); Analyse der Bodenproben auf: Wurzeldichte; potenzielle Hydrophobie; je Probe 30-fache Wiederholung des Water Drop Penetration Time-Tests (WDPT).

<sup>1</sup>Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, PF 101344, 03013 Cottbus; E-mail: [hangen@tu-cottbus.de](mailto:hangen@tu-cottbus.de)

<sup>2</sup>ZALF e.V., Institut für Bodenlandchaftsforschung, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg

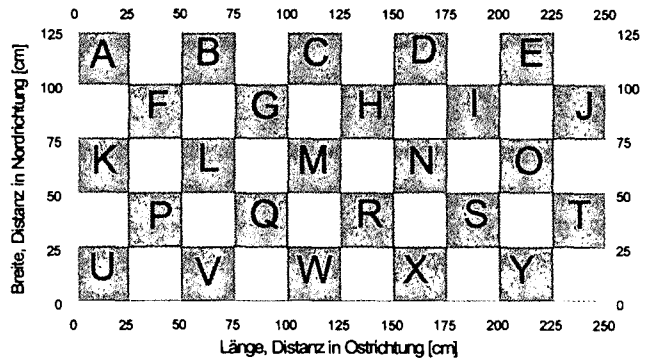


Abb. 1: Beprobungsschema des Farbtracerberegnungsversuchs (Experiment A) mit Rasterbezeichnung

### EXPERIMENT B

-an angrenzendem Versuchsplot Untersuchung präferenzierter Wasserverlagerung unter **natürlichen Infiltrationsbedingungen**; Aufbringung von 1.6 mm Bromidlösung (3.1 g Br/l); nach 329 Tagen stufenweises (ca. 27 x 27 x 27 cm<sup>3</sup>) Beprobendes durchflossenen Kippbodenausschnitts bis 110 cm Tiefe (Abb.2); fotografische Dokumentation vertikaler Kippstrukturen; ionenchromatographische Bromidbestimmung (Dionex 500 IC) aus Wasserextrakt (1 : 2.5).



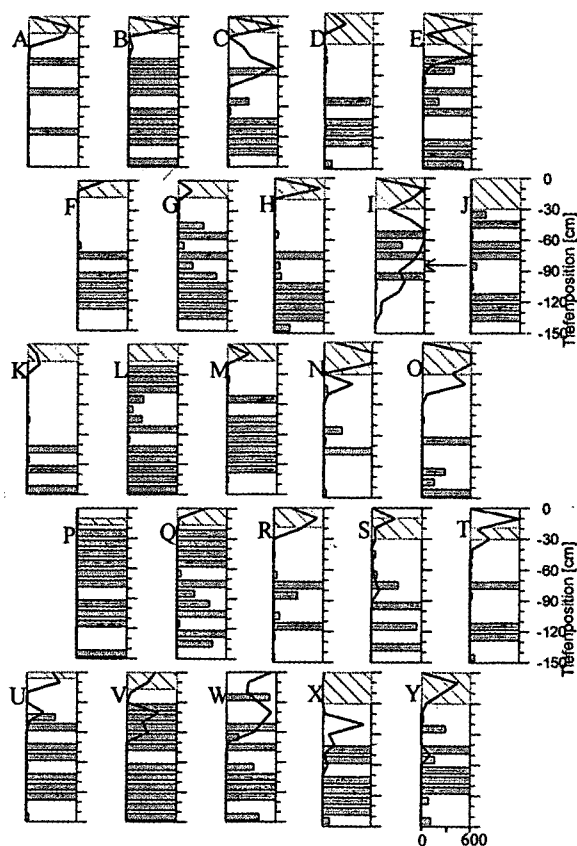
Abb. 2: Bodenbeprobungsschema im Experiment B

## Ergebnisse und Diskussion

### EXPERIMENT A

Beim visuellen Vergleich zwischen der 2D-horizontalen Verteilung der Jod-Stärke markierten durchflossenen Bodenbereiche mit der interpolierten Wurzeldichteverteilung war ein räumlicher Zusammenhang nur punktuell im Oberboden erkennbar (nicht dargestellt).

Aufgrund der bimodalen Häufigkeitsverteilung der Einzelmessungen (30 Werte pro Probe) der Tropfeninfiltrationszeit wird hier die potenzielle Benetzungshemmung der Gesamtprobe durch den Median wiedergegeben. Um einen ersten Hinweis über einen kausalen Zusammenhang zu erhalten, wird dieser Wert dem gefärbten Flächenanteil der Stechzylinderoberfläche gegenübergestellt. Gemäß des rasterartigen Beprobungsschemas auf der Versuchsfläche (Abb.1) sind die Tiefenverteilungen angeordnet (Abb.3).



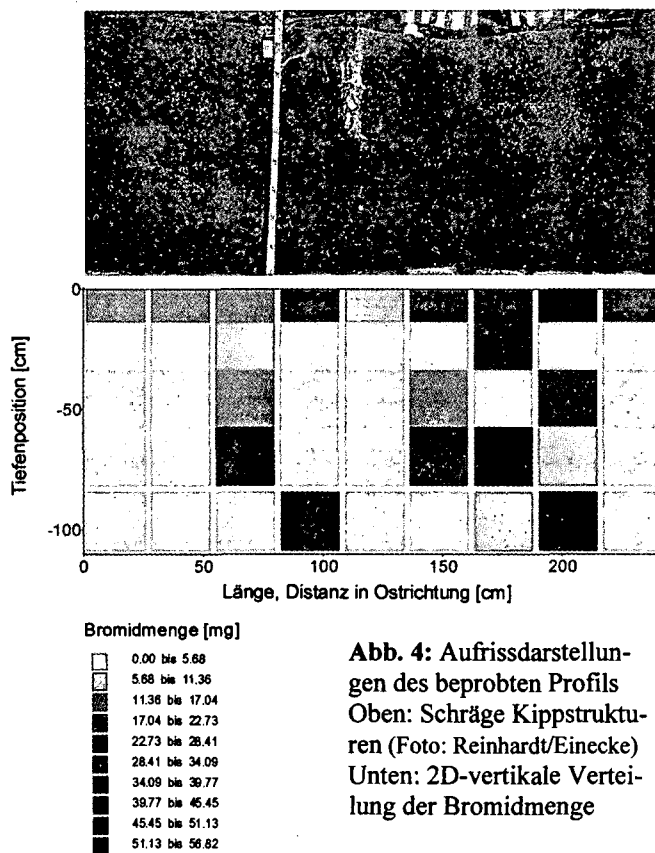
**Abb. 3:** Tiefenverteilungen der medianen Tropfeninfiltrationszeit (Balken) und des gefärbten Bodenanteils (Linien). Maximale Abzissenabschnitte betragen 600 Sek. für die mediane Tropfeninfiltrationszeit, bzw. 100 % für den gefärbten Bodenanteil. Schraffierte Flächen kennzeichnen mit WDPT nicht erfasste Bodenbereiche.

Einige Tiefenprofile (z.B. Raster C, 50 bis 60 cm) zeigen erhöhte Färbeanteile oberhalb stark benetzungshemmender Bodenbereiche, die eventuell eine laterale Umverteilung (Ausdehnung der Färbefläche) anzeigen könnten. Andererseits treten auch Bodenbereiche auf, die trotz guter Benetzbarkeit keine Färbungen aufweisen (z.B. Raster U, unterhalb 30 cm).

Diese Arbeit wurde von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (INK 4/B1-1 und GE990-2-1).

### EXPERIMENT B

Entsprechend der schräg verlaufenden Kipprippen weist auch die 2D-vertikale Bromidverteilung im nicht meliorierten Unterboden eine Diagonalstruktur auf (Abb.4). Daneben liegen erhöhte Bromidmengen im Oberboden vor. Vermutlich erfolgte die Wasser- und Stoffverlagerung in diesem Kippenausschnitt entlang textueller Grenzflächen (vgl. KUNG 1990).



**Abb. 4:** Aufrissdarstellungen des beprobten Profils  
Oben: Schräge Kippstrukturen (Foto: Reinhardt/Einecke)  
Unten: 2D-vertikale Verteilung der Bromidmenge

### Schlussfolgerungen

Während die Wasserverlagerung im Unterboden maßgeblich durch die Kippstruktur beeinflusst zu werden scheint, sind im Oberboden vermutlich die Effekte der kleinskaligen räumlichen Heterogenität und die Anordnung einzelner meliorativer Bodenbereiche bestimmend. Die quantitative Analyse der einzelnen Einflussfaktoren auf die Ausbildung präferenzierter Fließregionen soll weiterhin mittels Simulationsmodellen unter Berücksichtigung der aktuellen Randbedingungen vorgenommen werden.

### Literatur

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.  
Kung, J.S., 1990: Preferential flow in a sandy vadose zone: 1. Field observation. *Geoderma* 46, 51-58.  
Schaaf, W., 2001: What can element budgets of false-time series tell us about ecosystem development on post-lignite mining sites? *Ecol. Eng.* 17, 241-252.

# Computertomographie in der Bodenkunde: Methoden und Anwendungen

J.-M. Hecker<sup>1</sup>, J. Berkenhagen<sup>2</sup> & H. Diestel<sup>3</sup>

**Einleitung:** Die Röntgen-Computertomografie (CT) ist ein bildgebendes Untersuchungsverfahren, das ursprünglich, genau wie die konventionelle Röntgentechnik, für die Medizin entwickelt wurde. Die CT misst die Strahlenabsorption des Untersuchungskörpers und gibt sie in digitaler Form aus. Das Bild entsteht durch Umsetzung der Messwerte in Grauwerte. Die Strahlenabsorption ist eine Materialeigenschaft. Sie ist bei gegebenem Material proportional zur Dichte. Nach einer Kalibrierung kann man in der bodenkundlichen Anwendung aus der Absorption die Lagerungsdichte kleinräumig bestimmen. Damit eröffnen sich vielseitige Anwendungsfelder, insbesondere für Untersuchungen des Bodengefüges. Da die CT zerstörungsfrei arbeitet, ist sie ein hervorragendes Instrument, um Prozesse in ihren Auswirkungen auf das Gefüge zu quantifizieren. Die Untersuchungen sind, verglichen mit anderen quantitativen Verfahren der

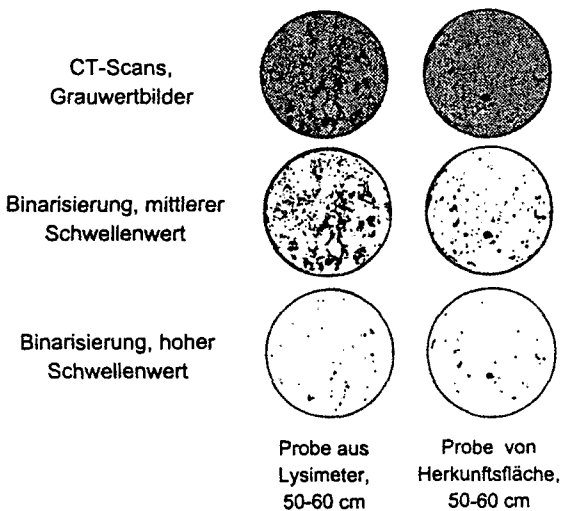


Abb. 1: Gefügevergleich  
Gefügeanalyse, sehr schnell.

**Gefüge-Vergleich:** Die Abbildungen 1 + 2 verdeutlichen den Gefügevergleich zwischen zwei Stechzylinderproben, links aus einem Lysimeter, rechts vom Standort, an dem der Monolith 15 Jahre zuvor entnommen worden war. Die beiden Abbildungen oben zeigen Grauwertbilder, die zwei Reihen darunter dieselben Bilder mit unterschiedlichen Schwellenwerten binarisiert. Eine zweckmäßige Wahl des Schwellenwertes, wie in der mittleren Reihe, weißt Gefügeunterschiede zwischen den Proben deutlich aus. Wird die Binarisierungsschwelle jedoch zu hoch gewählt (untere Reihe), dann werden nur größere Hohlräume als Gefügeelemente abgebildet. Im Beispiel lassen sich die beiden Proben am deutlichsten an den Abbildungen der mittleren Reihe differenzieren.

<sup>1</sup> hecker@ile.tu-berlin.de  
<sup>2</sup> j.berkenhagen@tu-berlin.de  
<sup>3</sup> heiko.diestel@tu-berlin.de

Die schwarzen Flächen können mit einer Vielzahl relativ einfacher Bildanalyseverfahren (Fläche, Umfang, Form-Parameter u.ä.) quantitativ beschrieben werden und ermöglichen anhand dieser Werte einen quantitativen Gefügevergleich beider Proben (Abb. 2). Da sich jede Probe durch eine Vielzahl von Schichtbildern fast komplett erfassen lässt, ergibt sich eine sehr umfangreiche Datengrundlage, wodurch die Aussage eine hohe Signifikanz erhält (BERKENHAGEN et al. 1997).

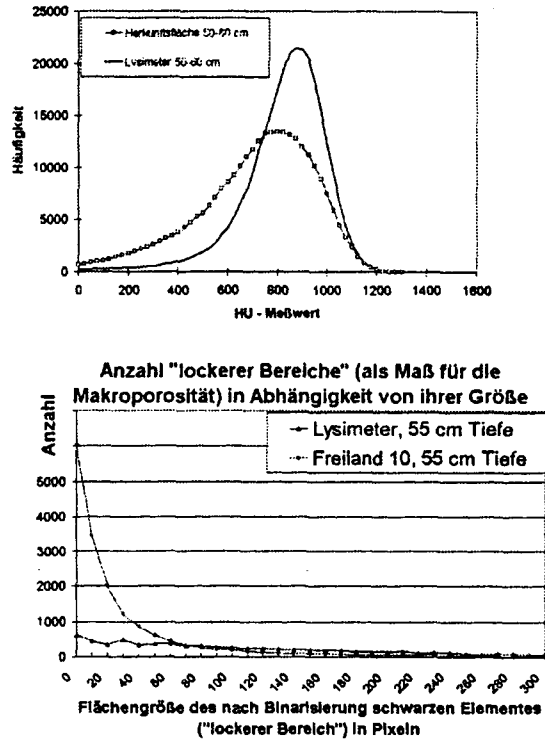


Abb. 2:

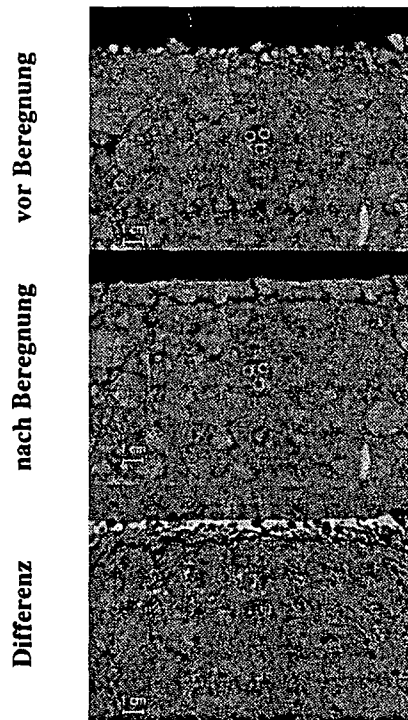


Abb. 3: Differenzbilder; Breite im Original ca. 16 cm

**Differenzbilder (vor – nach Behandlung):** Da die CT ein zerstörungsfreies Verfahren ist, lassen sich identische Proben mehrmals scannen. Auf Abb. 3 ist der Schnitt durch eine Probe vor und nach einer Beregnung zu sehen. Durch

eine Überlagerung beider Aufnahmen lassen sich lokale Differenzen berechnen und wiederum als Grauwerte abbilden. Das gezeigte Differenzbild zeigt Bereiche ohne Veränderung in einem mittleren Grau. Stellen mit einem Zugewinn an Material (Akkumulation) sind heller abgebildet, erodierte Bereiche dunkler. Über die Höhe der Differenz lässt sich die Veränderung quantifizieren (BERKENHAGEN 1998).

**Mehrfachnutzung der 3D-Daten:** Die computertomographischen Schichtbildstapel repräsentieren einen kubischen Bodenausschnitt der untersuchten Probe. Bei geeigneten Segmentierungsalgorithmen – oder anderen Verfahren der Isolierung interessierender Geometrien – ist ein Studium einzelner Kompartimente und/oder deren Orientierung im Raum möglich.

Wird die Bodenoberfläche beispielsweise als Grenzfläche isoliert und anschließend die darunter liegenden Flächenparallelen als Tiefenstufen interpretiert, die Dichtewerte einer Parallele aggregiert und gegen die Tiefe (ausgehend von der Oberfläche = 0) aufgetragen, so ergibt sich ein Tiefenprofil (HECKER 1995). Im hier dargestellten Fall handelt es sich um Lagerungsdichte-Tiefenprofile deutlich verschlammter Bodenoberflächen eines IS. Die Versuchsflächen (ZALF/ Müncheberg) unterlagen einer Schwarzbrache. Am Ober- bzw. Unterhang wurden direkt nach der Bodenbearbeitung Zylinder eingebracht und sukzessive entnommen. Die hier verwendeten Beispielproben sind nach einer Niederschlags-einwirkung von kumulierten 2450 J/m<sup>2</sup> entnommen worden. Zur Darstellung einer *Mehrfachnutzung* von 3D-Datensätzen sind hier zwei Proben gegenübergestellt. Abgebildet sind vertikalorientierte Schnittbilder, die digitalen Oberflächenmodelle, Karten der Muldenspeicherkapazitäten, 3D-Rekonstruktionen der gescannten Bodenkörper und die abgeleiteten Lagerungsdichte-Tiefenprofile (HECKER 2002). Die Kantenlänge des 3D-Ausschnitts beträgt 64x64x60 mm<sup>3</sup>.

**Literatur:**

BERKENHAGEN, J.H.; J.-M. HECKER; H. DIESTEL (1997): Röntgen-computertomographischer Vergleich von Lagerungsdichte und Makroporosität zwischen Lysimetern und Herkunftsfläche. Arch. Acker-Pfl. Boden 40: 473-484.

BERKENHAGEN, J.H. (1998): Die Morphologie von Oberflächenverschlammungen bei varierten Entstehungsbedingungen und ihre Bestimmung mit Hilfe der Röntgen-Computertomographie. Diss. TU-Berlin. Bodenökologie und Bodengene. Bd.30, 147 S.

HECKER, J.-M. (1996): Bestimmung der Dichteverteilung in Verschlammungen an der Bodenoberfläche Hilfe der Computertomographie und der Bilddatenverarbeitung. Diplomarbeit, TU-Berlin, 91 S.

HECKER, J.-M. (2002): Morphometrie und Dynamik verschlammter Bodenoberflächen. Computertomographische Untersuchungen und Überprüfung von Lagerungsdichte-Tiefenprofilen. Diss. TU-Berlin. Wiss. Verlag Berlin, 324 S.

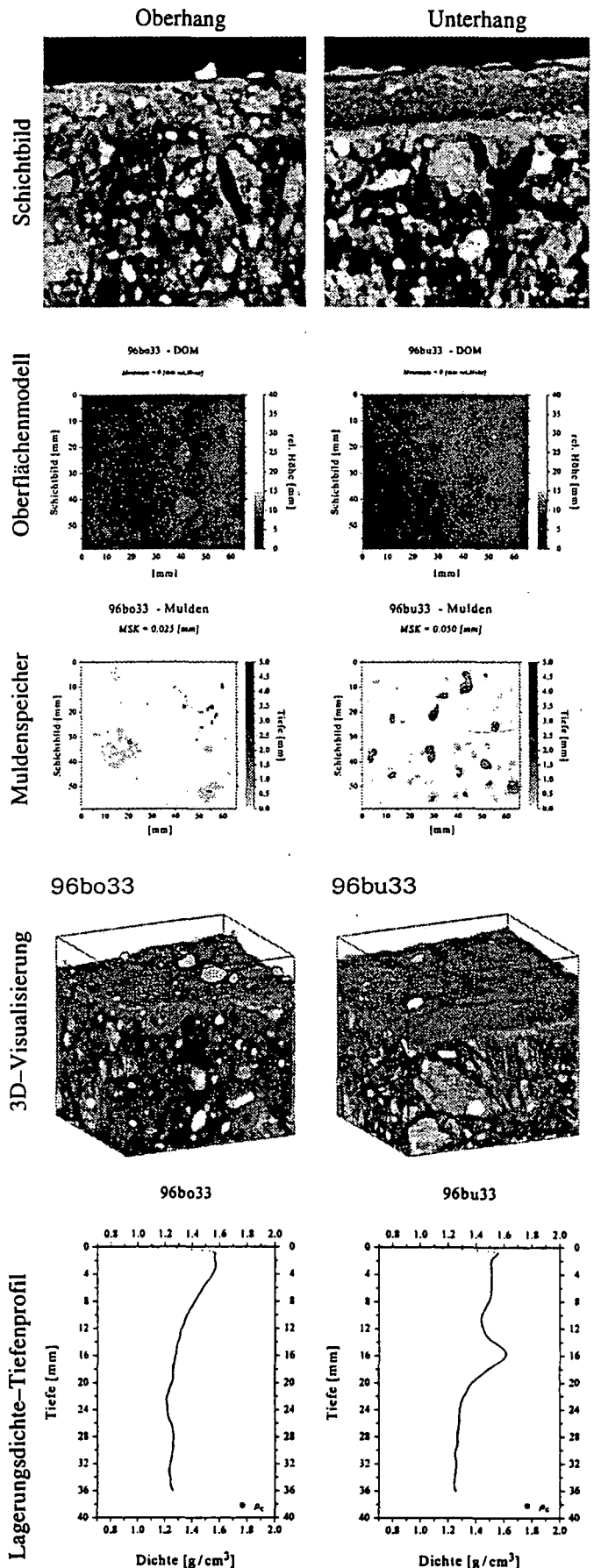


Abb. 4: Mehrfachnutzung

# Gefügeveränderungen an der Bodenoberfläche durch Verschlammung. Eine computertomographisch-morphometrische Untersuchung

J.-M. Hecker<sup>1</sup>, J. Berkenhagen<sup>2</sup> & H. Diestel<sup>3</sup>

**Einleitung:** Gegenstand ist die Morphometrie der verschlammten Bodenoberfläche bis in eine Tiefe von etwa 3-4 cm. Dies wird als Gefügeveränderung angesprochen. Die Morphometrie wird einerseits durch die Oberflächenstruktur, das Mikror relief (MR) und das Lagerungsdichte-Tiefenprofil (LTP) beschrieben. Als wesentlicher Auslöser der Verdichtung an der Oberfläche gilt die Niederschlagsenergie; die Kennwerte der Verschlammung werden deshalb gegen die kumulierte Niederschlagsenergie ( $E_{kum}$ ) aufgetragen und als Verschlammungsentwicklung bezeichnet.

**Material & Methode:** Zur Saatbettbereitung wurden Kunststoff-Stechzylinder eingebracht und sukzessive i.d.R. nach Starkregenereignissen entnommen. In den Jahren 1996 und 1997 wurden vier Varianten an 5 Terminen mit je drei Parallelen beprobt: Ein suL, utL und ein tU in Süd-Niedersachsen; der tU wurde weiterhin in zwei MR-Stufen untergliedert. Die Proben wurden mit einem medizinischen Computertomographen gescannt. Neben vielfältigen Visualisierungen – z.B. 3D-Rekonstruktionen (Abb. 1-1) – wird durch die Oberflächendetektion ein digitales Oberflächenmodell (DOM) generiert und davon ausgehend abwärtschreitend die

Dichtewerte der Oberflächenparallelen aggregiert und gegen die Tiefe als LTP (Abb. 1-2,3) dargestellt. Aus dem DOM und dem LTP lassen sich Kennwerte zur Beschreibung der MR-Einebnung bzw. der Verschlammungsmorphometrie ableiten (HECKER 2002). Als Kennwerte werden hier die spezifische Oberfläche ( $Obf_{spez}$ ) nach HELMING (1992) für das MR und die maximale Dichte an der Oberfläche ( $\rho_{max10}$ ) sowie die Verschlammungsmächtigkeit ( $d_c$ ) für das LTP gewählt (Abb. 2).

**Ergebnisse & Diskussion:** Die LTP zeigen mit den ersten Niederschlägen nach einem Maximum an der Oberfläche eine Abnahme der Dichte bis auf das Sockelniveau des sogenannt unverschlammten Bereichs. Aus Abb. 2 ist beispielsweise für eine Probe des tU mit grobem Ausgangsmikror relief nach einer kumulierten Einwirkung von  $854 J/m^2$  ersichtlich, dass das Dichtemaximum an der Oberfläche von  $1,56 g/cm^3$  auf ein Niveau von  $1,14 g/cm^3$  abfällt, die Verdichtung durch den Niederschlag rund  $0,4 g/cm^3$  beträgt und die erreichte Verschlammungsmächtigkeit mit ca. 7 mm beziffert werden kann.

Bei den dargestellten 3D-Visualisierungen der Entwicklungsreihen des tU mit grobem MR und dem utL (Abb. 3) ist erkennbar, dass die Aggregate des utL schon zu Beginn deutlich dichter (heller) sind als diejenigen des tU. Dies zeigt sich auch bei den sich ausbildenden Verschlammungsschichten. Beim tU sind die Abnahme der Dichte wie auch diejenige der Verschlammungsmächtigkeit besonders klar zu erkennen. Die Analysen der betrachteten drei Kennwerte hinsichtlich ihrer Abhängigkeit von der kumulierten kinetischen Niederschlagsenergie (Details siehe HECKER

2002) resultieren in den in Abb. 4 dargestellten Grafen. Die

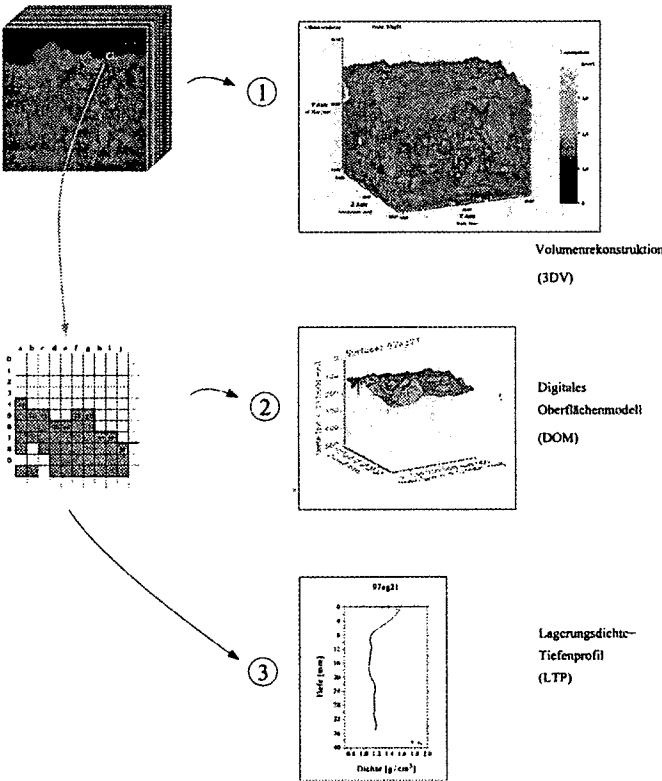


Abb. 1: Auswertung der CT-Daten

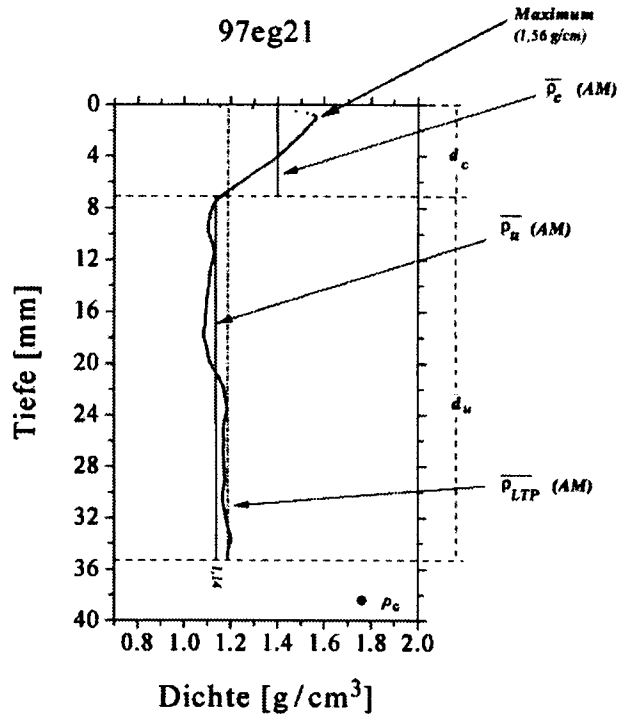


Abb. 2: Lagerungsdichte-Tiefenprofil (LTP) und abgeleitete Kennwerte

<sup>1</sup> hecker@ile.tu-berlin.de  
<sup>2</sup> j.berkenhagen@tu-berlin.de  
<sup>3</sup> heiko.diestel@tu-berlin.de

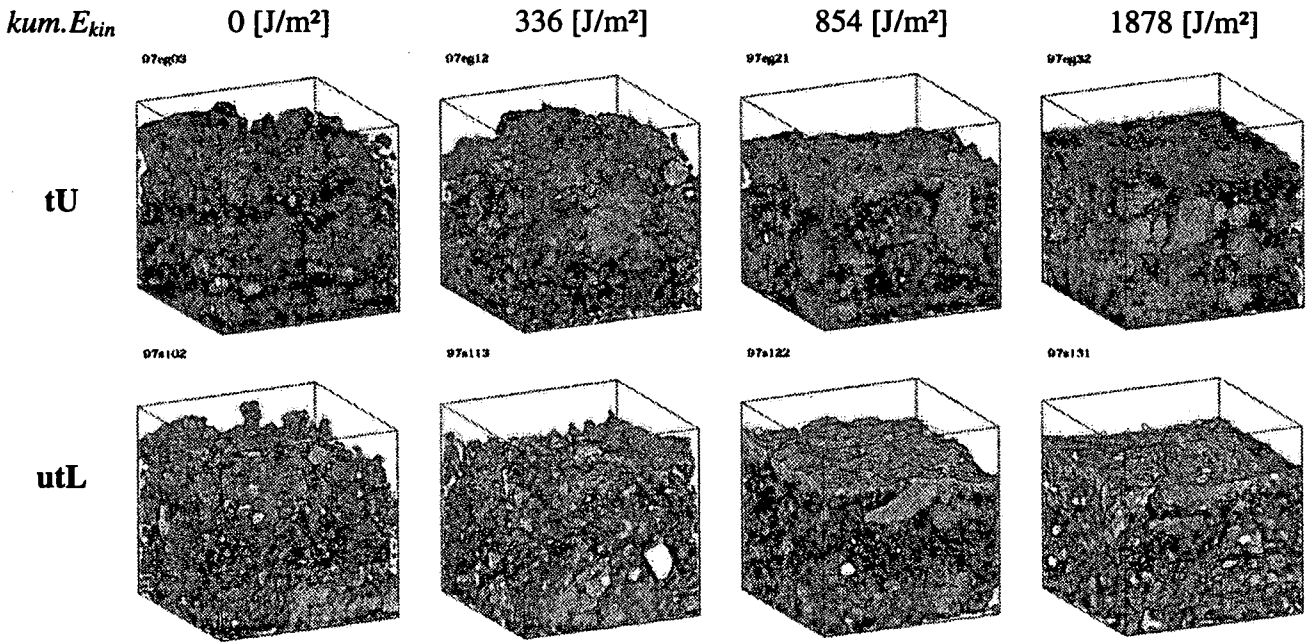


Abb. 3: Verschlammungsentwicklung zweier Varianten anhand von 3D-Visualisierungen

durchgezogene Linie repräsentiert die  $Obf_{spez}$ , die fein punktierte die Verschlammungsmächtigkeit und die gestrichelte Linie die Dynamik des Dichtemaximums.

Auffallend ist, dass die Mikroreliefeinebnung nicht mit den LTP-Kennwerten synchronisiert ist. Weitere Analysen konnten diesen Trend bestätigen. Demnach ist für dieses Set kein gesicherter Zusammenhang zwischen Einebnung und den Kennwerten des LTP zu finden. Des

weiteren ist ein parabolischer Verlauf bei diesen Kennwerten anzutreffen. Dies ist mit einer Erosion der Verschlammungsschicht zu erklären, die sich an den Aufbau anschließt. Die dem Höchstwert des Dichtemaximum i.d.R. nachfolgende höchste Mächtigkeit bestätigt, dass eine laterale Verlagerung den Schichtaufbau fördert. Die empfindlichste Oberfläche weißt der suL auf: Hier erfolgt die Einebnung mit dem ersten nennenswerten Niederschlag. Das feine Mikrorelief ist – wie erwartet – bezogen auf die Einebnung empfindlicher; die Verschlammungsmächtigkeit ist jedoch beim groben MR größer; vermutlich das Resultat der inkorporierten größeren Aggregate, deren Dichte im Mittel die Schichtmächtigkeit erhöht.

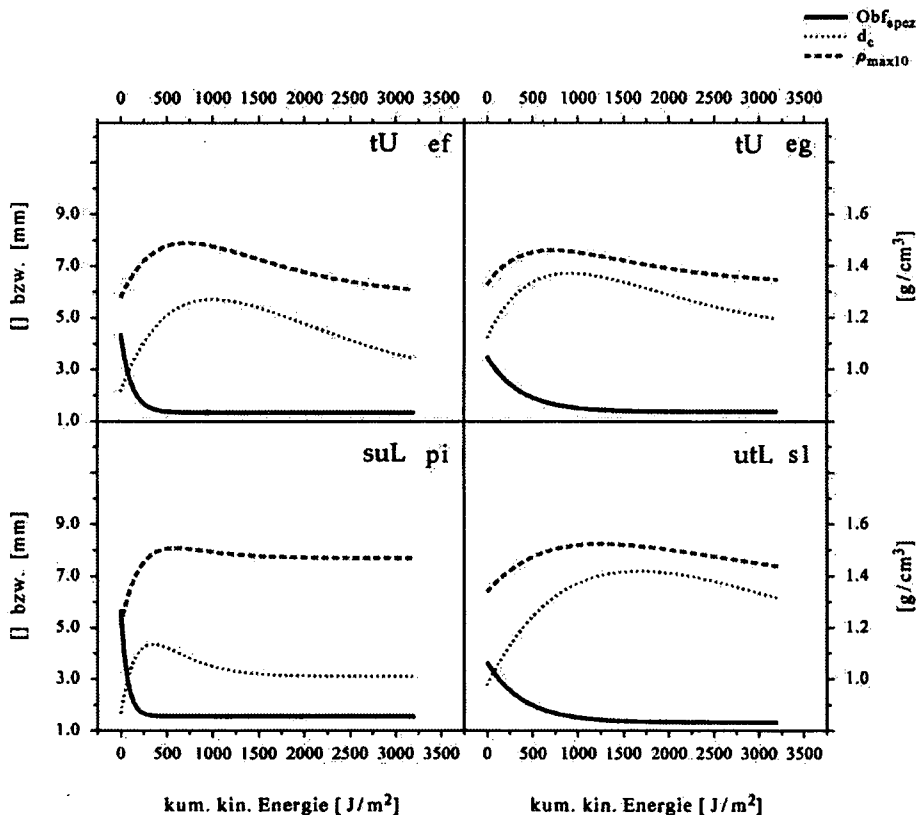


Abb. 4: Verschlammungskennwerte in Abhängigkeit von der kumulierten Niederschlagsenergie

**Resümee:** Die Kombination aus visueller Inspektion und der Quantifizierung der Verschlammung mittels des LTP sowie der MR-Kennwerte verdeutlicht die Vielseitigkeit der CT als Messinstrument. Die gewonnenen LTP können nun mathematisch beschrieben (HECKER 2002) und beispielsweise für die Modellierung der Infiltration oder Erosion herangezogen werden.

**Literatur:**

HECKER, J.-M. (2002): Morphometrie und Dynamik verschlammter Bodenoberflächen. Computertomographische Untersuchungen und Überprüfung von Lagerungsdichte-Tiefenprofilen. Diss. TU-Berlin. Wiss. Verlag Berlin, 324 S.

HELMING, K. (1992): Die Bedeutung des Mikroreliefs für die Regentropfenerosion. Diss. TU-Berlin. Bodenökologie und Bodengene Bd. 7, 155 S.

# Parametrisierung von Wasserhaushaltsmodellen mit zeitlich variablen hydraulischen Bodenkenngrößen: Ein Praxisbeispiel aus der Sanierungstätigkeit der WISMUT

U. Hoepfner <sup>1</sup>

P. Schneider <sup>2</sup>

## 1 Problemstellung

Der Uranerzbergbau der WISMUT hat in Sachsen und Thüringen große Umweltbelastungen hinterlassen. Die Flutung der untertägigen Bergwerke, die Sanierung der Haldenlandschaften sowie die Verwahrung der Schlämme der Uranaufbereitung sind die Sanierungsschwerpunkte an den Standorten der ehemaligen Bergbaubetriebe (GATZWEILER u. MARSKI 1996, WEISE et al. 1996). Die Auswahl der optimalen objektspezifischen Sanierungsstrategien erfolgt durch Kosten/Nutzen-Betrachtungen.

Integraler Bestandteil der Sanierung der Haldenlandschaften sowie der Absetzbecken mit Schlämmen (Tailings) der Uranaufbereitung ist die Abdeckung der Bergmassen und Tailings, um den Austrag von Schadstoffen mit dem Sickerwasser sowie die Radonexhalation zu reduzieren. Zur Entwicklung von optimierten Abdeckvarianten wird im Feldmaßstab der Wasser- und Gashaushalt unterschiedlicher Abdeckkonzepte untersucht (HOEPFNER et al. 2001, PAUL et al. 2003).

Da das Systemverhalten der sanierten Objekte für einen langen Zeitraum abgeschätzt werden muß, ist zur Bewertung verschiedener Abdeckkonzepte und -varianten die Vorhersage deren langfristiger hydraulischer Wirksamkeit notwendig.

## 2 Methodik

Es wurden verschiedene Modellansätze (Abschätzung der potentiellen Evapotranspiration und Interzeption von Vegetationsbeständen, Bodenwasserhaushaltsmodelle: HELP, SIMPEL, HYDRUS) verwendet, um die Verdunstungsleistung der Nutzungsszenarien (Einbauzustand, Grasland, „Junger“ Wald, „Alter“ Wald, natürliche Sukzession) und nachfolgend den Wasserhaushalt der Abdeckschichten über lange Zeiträume zu simulieren.

Für das initiale Stadium, die künstlich hergestellten Rohböden, liegt eine breite Datenbasis hydraulischer Parameter aus Feldversuchen vor (z. B. Messungen der hydraulischen Durchlässigkeiten, Abb. 1). Für die Abschätzung dieser Parameter für einen „Endzustand“ der Abdeckböden wurde angenommen, daß ihre Bodengesehe ähnlich verläuft wie die natürlicher Böden am Standort.

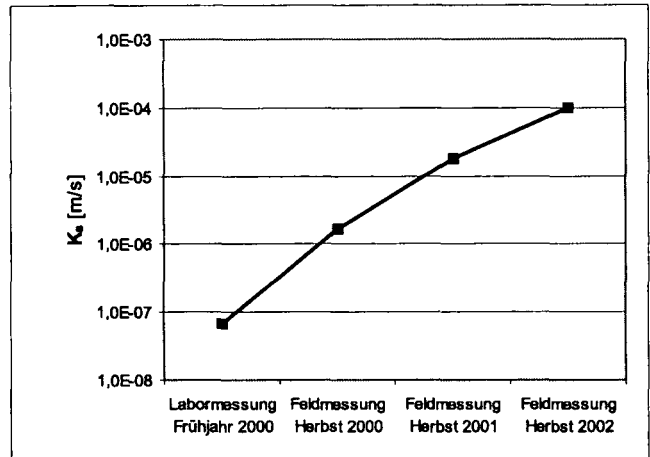


Abb. 1: Entwicklung der hydraulischen Durchlässigkeit des Oberbodens eines Abdecksystems; erste Messung  $k_s$  an Stechzylindern, weitere Messungen mittels Haubeninfiltrrometer (Versuchsfläche 2, Tagebau Lichtenberg)

Schicht	Parameter	Einbauzustand Jahr 1	„Junger“ Wald 30-80 J.	„Alter“ Wald 80-200 J.
Rekultivierungsschicht	$L_d$ [-]	3	3	2
	$n_{FK}$ [%]	5,1	12,7	12,7
	$k_{sMittel}$ [m/s]	5,8E-7	2,3E-6	5,0E-06
	$k_{sMin}$ [m/s]	1,0E-7	5,0E-7	1,0E-06
	$k_{sMax}$ [m/s]	5,0E-6	1,0E-5	5,0E-05
Dichtschicht	$L_d$ [-]	5	4-5	3
	$k_{sMittel}$ [m/s]	6,6E-10	9,0E-10	1,0E-09
	$k_{sMin}$ [m/s]	1,0E-10	5,0E-10	5,0E-10
	$k_{sMax}$ [m/s]	9,0E-10	5,0E-9	5,0E-09

Tab. 1: Ausgewählte bodenphysikalische Eingangsparameter für hydrologische Szenarien, HYDRUS-Modellierung

Aus der Untersuchung von natürlichen Analoga gleichen Substrates und gleicher Landnutzung sowie der Anwendung einfacher Pedotransferfunktionen (Bodenkartieranleitung, Rosetta) wurden die Inputparameter dieses Zustandes gebildet. Für die Entwicklungsstadien zwischen Initial- und Endzustand wurden die hydraulischen Parameter interpoliert (ausgewählte Parameter für die Abdeckvariante Zweischichtssystem „Typ Beerwalde“ zeigt Tab. 1). Neben der mittleren Parametrisierung wurden zusätzlich jeweils Wertebereiche zur Sensitivitätsprüfung gebildet.

## 3 Ergebnisse

Der Wasserhaushalt der Abdecksysteme ist neben der Entwicklung der oberflächennahen Auflockerungszone, wie sie auch durch Chronosequenzen

<sup>1</sup>Wismut GmbH, Chemnitz; u.hoepfner@wismut.de

<sup>2</sup>Hydroisotop-Piewak GmbH, Chemnitz



von Rohböden im Bergbau bekannt ist (SCHAFER et al. 1980, POTTER et al. 1988, SCHNEIDER u. SCHRÖDER 1995), wesentlich von der Landnutzungsform abhängig (vgl. die Zusammenstellung von MENDEL 2000). Ein Beispiel für Szenarienrechnungen von drei verschiedenen Abdecksystemen ist in Abb. 2 (HYDRUS Modellierung, HYDROISOTOP-PIEWAK 2001) dargestellt.

Es zeigt sich, daß für die untersuchten Szenarien die Entwicklung der Grundwasserneubildung primär von der Zunahme der Evapotranspiration des aufwachsenden Waldes abhängt. Ebenfalls positiv auf langfristig niedrige Sickerwasserraten wirkt sich die Zunahme des Porenraumes im Oberboden aus. Bei einer Erhöhung der Durchlässigkeit der Dichtschicht (Variante 1, Tab. 1) zeigen die Modelle bei Waldnutzung nur eine sehr geringe Steigerung der Sickerwasserspenden für lange Zeiträume.

Weitere Simulationsläufe sollen zeigen, wie der Wasserhaushalt der Abdecksysteme durch Klimaänderungen beeinflusst wird. Regionale Klimamodelle für Sachsen (ENKE 2001) zeigen, daß mit erhöhten Evapotranspirationsraten sowie geringeren mittleren Niederschlägen zu rechnen ist.

#### 4 Diskussion

Der Wasserhaushalt, und damit die Abschätzung der Systemperformance unterschiedlicher Abdeckkonfigurationen, ist über die simulierten Zeiträume als hochdynamisch zu sehen, was sich in der Berücksichtigung von zeitlich dynamischen Inputfunktionen der Bodenentwicklung, der Nutzung bzw. Vegetationsbedeckung sowie der klimatischen Randbedingungen niederschlagen sollte. In Wasserhaushaltsmodellen wird jedoch i. d. R. nur die letztere Parametrisierung als zeitlich variabel gesetzt, die bodenphysikalischen Eigenschaften des Bodens jedoch als starre Matrix vorgegeben. Die Berücksichtigung von Entwicklungsstufen, wie im gezeigten Beispiel, ist so nur in Stufen und einzelnen getrennten Modellläufen möglich. Die Weiterentwicklung vorhandener Wasserhaushaltsmodelle, wie für HELP von REUTER u. MARKWARDT (2002) berichtet, ist wünschenswert.

#### Literatur

ENKE, W. [2001]: Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen des statistischen Verfahrens der Wetterlagenklassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalyse für Sachsen. *Abschlußbericht, Inst. Meteorologie, FU Berlin.*

GATZWEILER, R. u. MARSKI, R. [1996]: Haldensanierung – eine interdisziplinäre Herausforderung. *Geowissensch., Bd. 11, S. 461–466.*

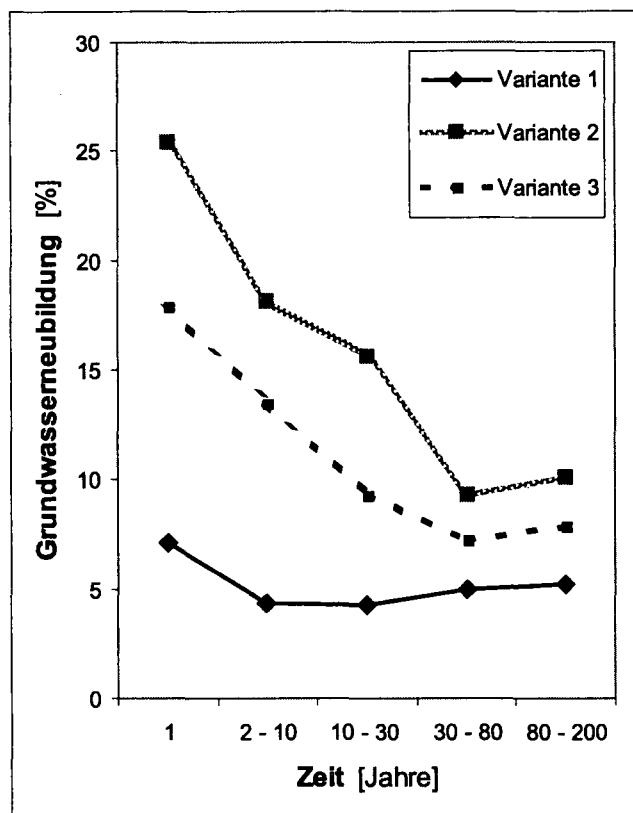


Abb. 2: Grundwasserneubildung von drei Abdecksystemen bei Berücksichtigung von Nutzungsszenarien und bodenphysikalischer Entwicklung

HOEPPNER, U.; NEUBERT, G. u. ZEPP, H. [2001]: Die Oberflächenabdeckung von Halden des Uranbergbaus: Alternative Konzepte, Untersuchungsmethodik und erste Ergebnisse. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., Bd. 96, S. 81–82.*

HYDROISOTOP-PIEWAK [2001]: Wirkung unterschiedlicher Folgenutzungen hinsichtlich des Wasserhaushaltes von Abdecksystemen des Sanierungsbetriebes Ronneburg. *Hydroisotop-Piewak GmbH, Chemnitz.*

MENDEL, H.-G. [2000]: Elemente des Wasserkreislaufes: Eine kommentierte Bibliographie zur Abflußbildung. *Berlin.*

PAUL, M.; HOEPPNER, U.; ESCHRICH, B.; JAHN, S. u. NEUBERT, G. [2003]: Vadose zone monitoring of soil covers for acid generating waste rock at the Ronneburg uranium mining site. *Proc. of Sudbury '03 „Mining and the environment“.* In Vorb.

POTTER, K.; CARTER, F. u. DOLL, E. [1988]: Physical properties of constructed and undisturbed soils. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 52, S. 1435–1438.*

REUTER, E. u. MARKWARDT, N. [2002]: Abgleich von Modell- und Messwerten für Oberflächenabdichtungen mit geosynthetischen Tondichtungsbahnen. In: EGLOFFSTEIN, T.; BURKHARDT, G. u. CZURDA, K. (Hrsg.): Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten 2002. *Abfallwirtschaft Forschung u. Praxis, Bd. 125, S. 199–229. Berlin.*

SCHAFER, W.; NIELSEN, G. u. NETTLETON, W. [1980]: Mine-soil genesis and morphology in a spoil chronosequence in Montana. *Soil Sci. Soc. Am. J., Bd. 44, S. 802–807.*

SCHNEIDER, R. u. SCHRÖDER, D. [1995]: Development of soil structure, soil chemical, biological, physical and mechanical properties of reclaimed soils derived from loess and harbor sediments. In: HARTGE, K. u. STEWART, B. (Hrsg.): *Soil Structure - Its Development and Function. S. 135–157.*

WEISE, W.; PAUL, M.; JAHN, S. u. HOEPPNER, U. [1996]: Geochemische Aspekte der Haldensanierung am Standort Ronneburg. *Geowissensch., Bd. 11, S. 470–475.*

## Phasenumwandlungen von Wasser unter veränderlichen Feuchtebedingungen

Julia Hurraß und Gabriele E. Schaumann

### 1. Einleitung

Die organische Bodensubstanz unterliegt im Feld einer ständigen Feuchtedynamik, womit Quellungs- und Schrumpfungsprozesse einhergehen. Die Art der sich nach einer Befeuchtung einstellenden Wasserbindung wird durch das Ausmaß von Benetzung und Quellung bestimmt (Schaumann et al. 2003). Es ist deshalb davon auszugehen, dass in hydrophoben Proben das Wasser anders als in benetzbaren gebunden ist. Wahrscheinlich liegt neben dem freien Wasser ein Teil des Wassers in hydrophoben Böden als Hydratwasser vor oder ist fest an die OBS gebunden. Diese Unterschiede der Wasserbindung wurden in der hier vorgestellten Untersuchung anhand der Phasenumwandlungen untersucht.

### 2. Material und Methoden

#### 2.1. Bodenproben

Für die Untersuchung wurden zwei Bodenproben aus dem Tiergarten in Berlin verwendet. Sie stammen beide aus dem A<sub>n</sub>-Horizont desselben anthropogen beeinflussten Standorts. Obwohl sie nur 10 cm voneinander entfernt entnommen wurden, unterscheiden sie sich deutlich in ihrer Hydrophobizität. Aufgrund ihres geringen Abstands sind sie ansonsten in ihrer Zusammensetzung vergleichbar. Tabelle 1 gibt einen Überblick über einige Probeneigenschaften.

Tab. 1: Probencharakterisierung

Probe	Wassergehalt	C <sub>org</sub>	pH	WDPT
hydrophob	10,9 %	7,6 %	3,7	3:18 h
benetzbar	23,2 %	8,8 %	5,0	< 10 s

Alle in dieser Studie aufgeführten Wassergehalte beziehen sich auf die Feuchtmasse.

#### 2.2. Methodik

Mittels Differential Scanning Calorimetry (DSC) wurden Gefrier-, Schmelz- und Verdampfungskurven der feldfrischen Bodenproben aufgenommen. Die Heizrate für den Verdampfungsvorgang betrug 10°C/min. Für Gefrier- und Schmelzvorgang wurde mit 2°C/min gekühlt bzw. geheizt, um kinetische Effekte zu minimieren. Die Messungen erfolgten in 40µL-Aluminium-Tiegeln.

Durch die Zugabe definierter Wassermengen zu den feldfrischen Proben wurden zusätzliche Proben hergestellt:

- hydrophobe Probe → 23 % Wassergehalt
- hydrophobe Probe → 36 % Wassergehalt
- benetzbare Probe → 36 % Wassergehalt

Die Einstellung des Wassergehaltes der benetzbaren Probe in der hydrophoben Probe erfolgte, um zu untersuchen, ob sich dadurch eine Annäherung an das thermische Verhalten der benetzbaren Probe ergibt. Die Befeuchtung beider Proben auf den gleichen Wassergehalt von 36 % diente dazu, die Wasseraufnahme beider Proben miteinander vergleichen zu können.

Die drei befeuchteten Proben wurden drei Wochen lang bei 20°C der Quellung überlassen. Innerhalb dieses Zeitraums erfolgten zu vier Zeitpunkten erneute DSC-Messungen zur Untersuchung der Phasenübergänge.

Als Referenzprobe kam eine Mischung aus reinem Quarzsand und Wasser (16 % Wassergehalt) zum Einsatz.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1. Phasenübergänge der unterschiedlichen Proben

In Abbildung 1 sind die Gefrier- und Schmelzvorgänge für die beiden feldfrischen Proben dargestellt. Der gemessene Wärmefluss wurde auf die in der jeweiligen Probe vorhandene Wassermasse normiert. Neben den Temperaturen der Phasenübergänge können den Kurven anhand der Peakflächen die Enthalpien entnommen werden.

Gefrier- und Schmelztemperatur sind für die hydrophobe Probe niedriger als für die benetzbare (um 0,5 bzw. 0,9°C). Unterschiede bei der Gefrieretemperatur können allerdings im Gegensatz zur Schmelztemperatur u.a. auf schwer reproduzierbaren kinetischen Effekten beruhen. Die Gefrier- und Schmelzenthalpien der hydrophoben Probe sind im Vergleich mit der benetzbaren Probe um den Faktor 2 geringer. Ein Teil des Wassers dieser Probe nimmt somit wahrscheinlich nicht am Gefriervorgang teil.

Abbildung 2 zeigt die Gefrier- und Schmelzpeaks der befeuchteten hydrophoben Probe. Dargestellt sind nur die nach 21 Tagen Wasseraufnahmedauer vorgenommenen Messungen.

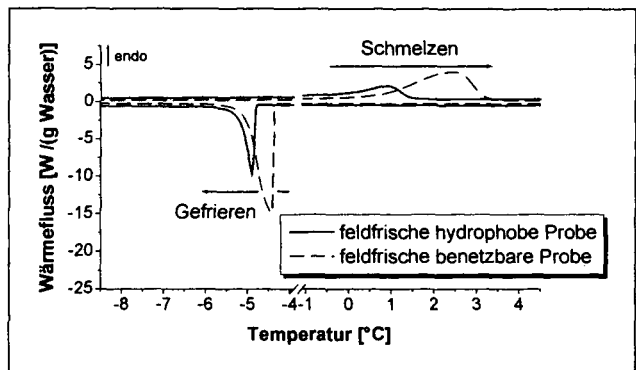


Abb. 1: Gefrier- und Schmelzpeaks der feldfrischen Proben

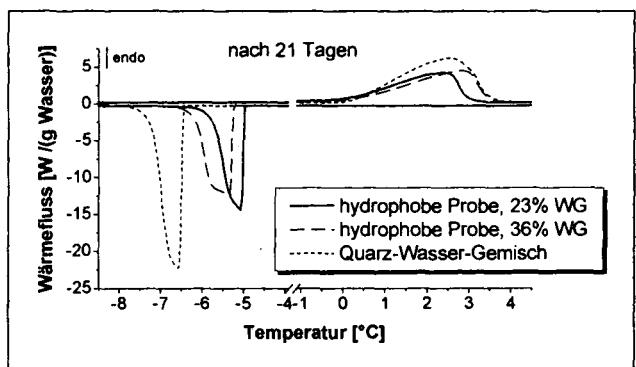


Abb. 2: Gefrier- und Schmelzpeaks der befeuchteten benetzbaren Probe

Der Gefrierverlauf der befeuchteten Proben weicht von den feldfrischen Proben (s. Abbildung 1) und von der Quarz-Wasser-Mischung ab. Mit steigendem Wassergehalt ist eine zunehmende Peakverbreiterung sowie eine Strukturierung in zwei Anteile zu beobachten. Nach der Wasserzugabe zu der hydrophoben Probe ergab sich zudem eine Annäherung von Schmelztemperatur und -verlauf an die

benetzbare Probe. Auch die Enthalpien der beiden Phasenübergänge unterscheiden sich nach der Befeuchtung nicht mehr von der benetzbaren Probe.

Die hier nicht gezeigten Gefrier- und Schmelzvorgänge der auf 36 % Wassergehalt befeuchteten benetzbaren Probe sind mit denen der auf denselben Wassergehalt befeuchteten hydrophoben Probe vergleichbar.

Abbildung 3 zeigt die Verdampfungsverläufe der beiden feldfrischen Proben. Auffällig ist der bei der hydrophoben Probe auftretende zusätzliche Vorgang bei 140°C, der darauf hinweist, dass ein Teil des Wassers in dieser Probe fester als das restliche Wasser gebunden ist.

In Abbildung 4 sind die Verdampfungsverläufe der zwei Befeuchtungsvarianten der hydrophoben Probe nach 21 Tagen Wasseraufnahmedauer dargestellt.

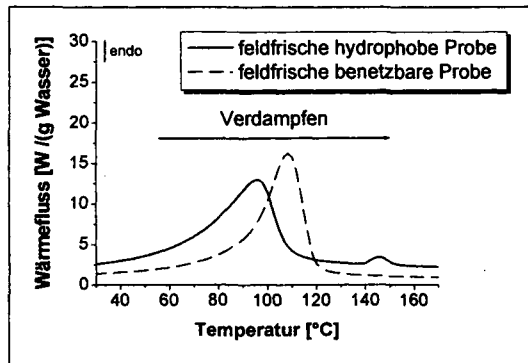


Abb. 3: Verdampfungspeaks der feldfrischen Proben

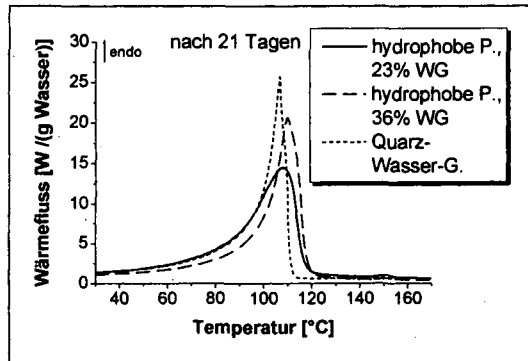


Abb. 4: Verdampfungspeaks der befeuchteten benetzbaren Probe

Nach der Befeuchtung der hydrophoben Probe ist eine Verschiebung des Hauptverdampfungspeaks zu höheren Temperaturen und damit eine Annäherung an die benetzbare Probe zu verzeichnen. Mit zunehmender Wassermenge verschwindet zudem der zusätzliche Peak.

Bei steigendem Wassergehalt verdampft ein größerer Wasseranteil erst bei 100°C, was an dem spitzer werdenden Peak zu erkennen ist. Auch die auf 36 % Wassergehalt gebrachte benetzbare Probe liefert diesen gegenüber den feldfrischen Proben und der auf 23 % Wassergehalt befeuchteten hydrophoben Probe abweichenden Verdampfungsverlauf (nicht gezeigt).

Insgesamt weisen die niedrige Gefrieretemperatur, die kleineren Gefrier- und Schmelzenthalpien und der Zusatzpeak in der Verdampfungskurve der hydrophoben Probe darauf hin, dass ein Teil des Wassers fest an die Bodenmatrix gebunden ist. Durch die Befeuchtung der hydrophoben Probe lässt sich dieses Verhalten teilweise aufheben.

Nach der Wasserzugabe ist das zusätzliche Wasser noch nicht so stark gebunden wie das bereits zuvor in den Proben vorhandene. Die Form der Gefrierpeaks der befeuchteten Proben spricht für das Vorhandensein von zwei unterschiedlich stark gebundenen Wasseranteilen.

### 3.2. Zeitliche Verläufe nach der Probenbefeuchtung

In Abbildung 5 sind die zeitlichen Verläufe der Gefrierenthalpien der befeuchteten Proben dargestellt. Es zeigt sich, dass die Gefrierenthalpien von Bodenwasser kleiner als die von freiem Wasser (330 J/g) sind.

Nach der Befeuchtung führt das zugegebene freie Wasser zu einer Erhöhung der Gefrierenthalpien. Die anschließende Enthalpieabnahme spricht dafür, dass sich das Wasser allmählich an die Bodenmatrix bindet, was wahrscheinlich mit einem Quellvorgang der organischen Bodensubstanz einhergeht. Wegen der größeren Wassermenge werden jedoch die Enthalpien der feldfrischen Proben nicht wieder erreicht. Für die Schmelz- und Gefrierenthalpien der befeuchteten Proben ergeben sich ähnliche Verläufe (nicht gezeigt).

Die Proben mit 36 % Wassergehalt verlaufen parallel, d.h. sie nähern sich durch die Befeuchtung einander an.

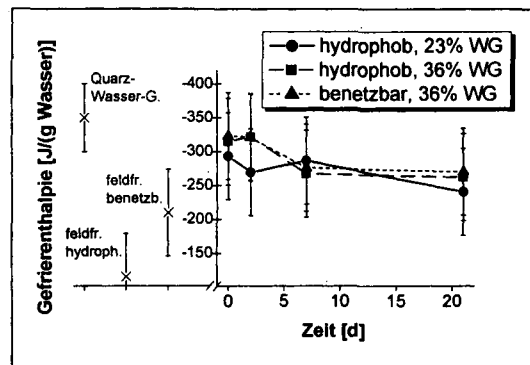


Abb. 5: zeitlicher Verlauf der Gefrierenthalpien der befeuchteten Proben

Die Enthalpieverläufe weisen ebenso wie die Verläufe der Temperaturen, der Peakhöhen und der Symmetrieeigenschaften der Peaks (nicht gezeigt) darauf hin, dass sich zwischen dem zweiten und dem siebten Tag am Bindungsstatus des Wassers im Boden Veränderungen ergeben.

### 4. Schlussfolgerungen

Das Wasser in Bodenproben scheint in unterschiedlichen Bindungsformen vorzuliegen. Ein Teil des Wassers ist wahrscheinlich so fest an die Bodenmatrix gebunden, dass es nicht am Gefrier- und am Schmelzvorgang teilnimmt.

Hydrophobe und benetzbare Proben unterscheiden sich im Gefrier-, Schmelz- und Verdampfungsverhalten. Nach einer Wasserzugabe sind diese Unterschiede innerhalb von 21 Tagen teilweise reversibel.

Gegebenenfalls ist ein Quellvorgang im Boden über die Gefrierenthalpien beobachtbar. Dies muss jedoch durch weitere Untersuchungen gestützt werden.

### 5. Literatur

- Schaumann G E, Hurrass J, Müller M, Rotard W (2003): Swelling of organic matter in soil and peat samples: insights from proton relaxation, water absorption and PAH extraction. In: Ghabbour E A, Davies G: Humic Substances: Nature's Most Versatile Materials. Taylor and Francis, Inc., New York, in Druck.
- Bachmann J, Horton R, van der Ploeg P R (2001): Isothermal and nonisothermal evaporation from four sandy soils of different water repellency. Soil Sci. Soc. Am. J. 65: 1599-1607.

# Einfluß der Trittbelastung von Böden auf hydraulische Leitfunktionen am Beispiel von borealen Wald- und Tundrenstandorten

S. Peth<sup>1</sup>, R. Horn<sup>1</sup>, M. Bölter<sup>2</sup>

## Einleitung

Auswirkungen mechanischer Belastungen von Böden durch landwirtschaftliche Nutzfahrzeuge werden in der Literatur ausgiebig diskutiert. Die Bedeutung einer durch Trittbelastung induzierten Bodenverformung gerät in dieser Diskussion leicht in den Hintergrund, da sie sich i. d. R. nicht mit Ertragszahlen koppeln läßt. Häufig finden sich jedoch intensiv genutzte Weideflächen in empfindlichen Ökosystemen situiert, in denen Überbeanspruchungen großräumige, z. T. irreversible Landschaftsdegradationen einleiten können.

Zum Thema „nachhaltige Rentierweidewirtschaft in Nordskandinavien“ finanziert die EU seit Feb. 2001 ein interdisziplinäres Forschungsprojekt (RENMAN), in dem u. a. der Einfluß der Trittbelastung auf bodenphysikalische Eigenschaften und die damit verbundenen Folgen für Wasser- und somit Stoffflüsse untersucht wird. Hierbei kommt dem Wirkungsgefüge zwischen Bodenstruktur, mikrobiologischen Prozessen und Nährstoffverfügbarkeit eine besondere Bedeutung zu.

Neben den „direkten“ Auswirkungen der Trittbelastung durch Rentiere auf das Bodengefüge kann es durch die Störung der natürlichen Vegetationsdecke, insbesondere der in der Tundra weitverbreiteten Flechtendecke, als Folge des mechanischen Zertretens und Äsens, zusätzlich zu Albedoänderungen und einer verstärkten Exposition des Bodens gegenüber der Sonneneinstrahlung kommen. Dieser „indirekte“ Einfluß der Beweidung trägt somit zu Veränderungen im Infiltrationsverhalten und Wärmehaushalt der Böden bei.

## Hintergrund

Die historischen Ursprünge der Rentierhaltung in Lappland durch die dort ansässigen Samen liegen mehr als 1000 Jahre zurück (Aikio, 2002). Eine intensivere Rentierhaltung fand jedoch erst im 14. Jhd. statt, die sich bis zum 17./18. Jhd. zu einer ausgedehnten Rentierzucht mit Herden von Tausenden von Tieren entwickelte. Der zunehmende Bedarf an Weideland führte zur vollnomadischen Lebensweise der Berg-Samen, für die das Rentier von nun an wichtigste Existenzgrundlage war (Tuomi-Nikula, 2001). Seither haben einschneidende Veränderungen – von denen im folgenden die wichtigsten genannt werden – die Rahmenbedingungen für die Rentierweidewirtschaft stark verschlechtert:

- Mitte des 19. Jhd. wurden die Grenzen Norwegens, Schwedens und Finnlands geschlossen und so die jahrhundertalten Wanderwege der Berg-Samen an die Eismeerküste unterbrochen.
- Die Einführung von Motorschlitten, Geländewagen und Mobiltelefonen erzeugte zusätzliche Kosten für die Rentier-Hirten, machte aber gleichzeitig die Rentierwirtschaft besonders auch für den nichtsamischen Bevölkerungsteil Finnlands attraktiv. Beides führte zur Erhöhung des Rentierbestandes.
- Zunehmende Eingriffe durch Forstwirtschaft, Tourismus und Stromindustrie zerstört die besonders produktiven Weideflächen in den Waldgebieten. Dadurch wird der Beweidungsdruck auf die montanen Tundrenbereiche vergrößert, wo eine 10-20 fach größere Fläche benötigt wird, um dieselbe Anzahl an Tieren zu ernähren (Aikio, 2002).

Bisher war die einzige Reaktion der finnischen Regierung die Auferlegung von Quoten. Der rasche Wandel der Umstände und das mangelnde Verständnis für die traditionelle Lebensweise der Samen führt zur Bedrohung der Rentierhaltung und damit der samischen Kultur.

## Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete befinden sich in Nordfinland in der Provinz Lappland, einem speziell für die Rentierweidewirtschaft

freigegebenem Landesteil. Zwei Standorte sollten dort den grundsätzlich verschiedenen Charakter der Weideflächen der borealen Wälder und der montanen Tundrengebiete repräsentieren. Der boreale Waldstandort liegt bei Vuotso (68°09'N, 26°36'E), ca. 200 km südlich von Inari, und der Tundrenstandort befindet sich bei Jauristunturit (68°49'N, 23°48'E) an der finnisch-norwegischen Grenze. Bodentypologisch handelt es sich bei beiden Standorten um Podsole, die sich auf Geschiebesanden/-lehmen bzw. glazifluvialen Sanden entwickelt haben.

## Methoden

Die Änderung der Porengrößenverteilung sowie der gesättigten und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit als Folge der Trittbelastung des Bodens wurden an ungestörten Stechzylinderproben an unterschiedlich intensiv betretenen Flächen untersucht. Dazu wurden drei Varianten - (i) „Trampelpfad“ (extreme Trittbelastung), (ii) „Weidefläche“ (starke Trittbelastung) und (iii) „Ungestört“ (kaum Trittbelastung) - in verschiedenen Tiefen beprobt. Die Porengrößenverteilungen ergaben sich aus der pF-WG Kurve, wozu jeweils 7 Parallelen bei Saugspannungen von 10, 30, 60, 150 und 300 hPa auf keramischen Platten mit einer Unterdruckapparatur entwässert wurden. Gesättigte Wasserleitfähigkeiten wurden mit Hilfe eines Haubenpermeameters bei instationärem Fluß ermittelt (4 Parallelen horizontal, 4 Parallelen vertikal). Anhand der pF-WG Kurve und den Messwerten für die gesättigte Wasserleitfähigkeit konnte mit dem Programm RETC und dem Modellansatz nach Van Genuchten - Mualem die Wasserleitfähigkeit als Funktion der Wasserspannung abgeleitet werden.  $K_s$ -Messungen an ungestörten Bodenproben mit Hilfe der Evaporationsmethode nach Plagge (1991) dienen dem Vergleich zwischen Modell und Messung.

Der indirekte Einfluß der Beweidung durch die gestörte Vegetationsdecke auf die Wasserinfiltration und die Bodentemperatur wurde an zwei Monitoring-Profilen unter (i) stark gestörter und (ii) intakter Flechtendecke untersucht. Dazu wurden Wassergehalte in der Auflage, in 1-3 cm und 12-15 cm Tiefe mit Hilfe von sog. ECH<sub>2</sub>O-Sonden sowie die Bodentemperatur an der Oberfläche, in der Auflage und in 5 cm, 10 cm und 15 cm Tiefe mit PT-100 Temperatursensoren während der Vegetationsperiode stündlich von Datenloggern aufgezeichnet.

## Ergebnisse

Der Verlauf der pF-WG Kurve zeigt eine deutliche Änderung der Porengrößenverteilung als Folge der Trittbelastung an (Fig. 1).

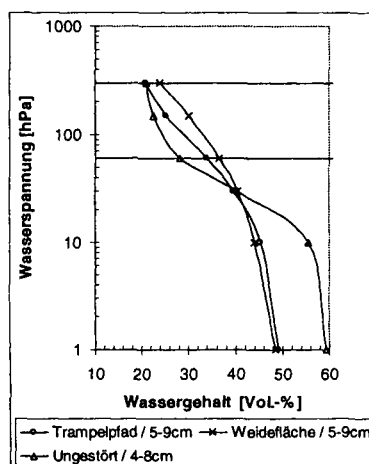


Fig. 1: Verlauf der pF-WG Kurve unter unterschiedlich intensiv betretenen Flächen.

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

<sup>2</sup> Institut für Polarökologie, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Das Gesamtporenvolumen nimmt durch die Belastung von ca. 60% auf <50% ab. Dabei werden vorwiegend weite Grobporen (>50 µm) zugunsten von engen Grobporen (50-10 µm) zerstört, während der Anteil an Mittelporen (10-0,2 µm) nahezu unverändert bleibt. Feinporen (<0,2 µm) waren in dem sandigen Substrat mit nur geringen Schluffanteilen nicht zu erwarten.

Wasserleitfähigkeiten nahe Sättigung sind in den beiden belasteten Fällen mit  $<10^{-3}$  cm/s niedriger als beim unbelasteten Fall mit einer gesättigten Wasserleitfähigkeit von  $10^{-2}$  cm/s (Fig. 2). Im Bereich der Feldkapazität ist die ungesättigte Wasserleitfähigkeit jedoch durch den höheren Anteil an feineren Poren und der damit verbundenen Vergrößerung des Fließquerschnitts in den beiden belasteten Fällen im Vergleich zum unbelasteten Fall höher.

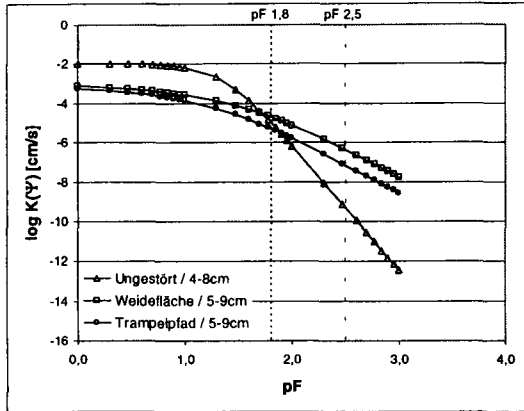


Fig. 2: Wasserleitfähigkeit  $k_w$  als Funktion der Wasserspannung bei unterschiedlichen Belastungszuständen.

Die Schädigung der Vegetationsdecke durch den Huftritt wirkt sich auf die Wasserinfiltration bei Niederschlagsereignissen in der Form aus, daß bei ungestörter Flechtendecke mehr Wasser in den Boden infiltrieren kann als bei gestörter Flechtendecke. Wassergehaltsunterschiede liegen während der Infiltrationsphase in einer Tiefe von 1-3 cm bei 2-3 Vol.-% (Fig. 3). Der Infiltrationsbeginn setzt bei ungestörter Vegetationsdecke zeitlich etwas verzögert ein. Nach 2-3 Tagen ohne weitere Niederschläge pendeln sich die Wassergehalte in beiden Fällen bei etwa 18 Vol.-% ein.

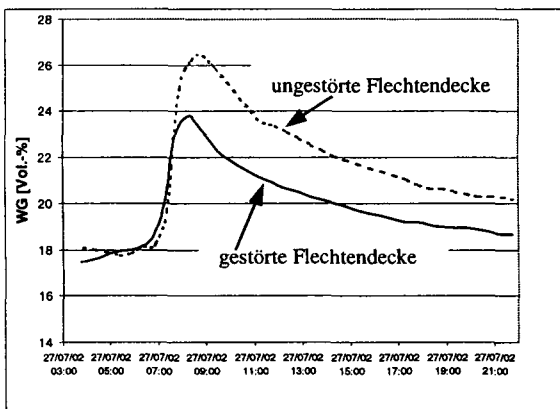


Fig. 3: Wasserinfiltration bei einem Niederschlagsereignis im Sommer unter gestörter und ungestörter Flechtendecke in einer Tiefe von 1-3 cm.

Durch die stärkere Exposition der Bodenoberfläche gegenüber der Sonneneinstrahlung liegen die Temperaturen bei gestörter Flechtendecke durchschnittlich um ca. 2°C höher als unter der ungestörten Flechtendecke (Fig. 4). Tägliche Temperaturschwankungen liegen mit bis zu 10°C in der Auflage unter gestörter Vegetationsdecke am höchsten, wobei die Schwankungen mit der Tiefe gedämpft werden. Unter ungestörter Flechtendecke sind die täglichen Temperaturschwankungen in allen Tiefen im Vergleich zur gestörten Flechtendecke weniger stark ausgeprägt.

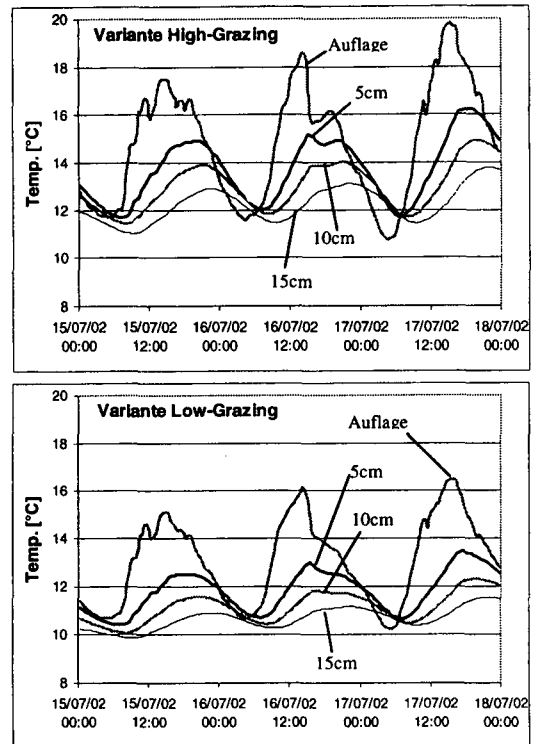


Fig. 4: Verlauf der Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen bei unterschiedlich gestörter Vegetationsdecke. Oben: stark gestörte Flechtendecke. Unten: intakte Flechtendecke.

### Diskussion

Die beim Tritt durch Rentiere auftretenden Spannungen führen auch in sandigen Substraten zu deutlichen Verformungen im Boden, wobei vorwiegend Grobporenanteile betroffen sind. Weite Grobporen werden reduziert, was sich bei niedrigen Wasserspannungen negativ auf die Durchlüftung des Bodens auswirken kann. Gesättigte Wasserleitfähigkeiten sinken als Folge der Belastung um eine Zehnerpotenz, sind aber mit  $10^{-3}$  cm/s noch als hoch zu bewerten. Im ungesättigten Zustand ist bei Wasserspannungen im Bereich der Feldkapazität aufgrund des höheren Anteils an feineren Poren die Wasserleitfähigkeit durch die Trittvverdichtung im Vergleich zum ungestörten Boden gestiegen, was die Wasserversorgung der dort noch wachsenden Pflanzen sogar verbessert.

Die Störung durch Zertreten der in der Tundra flächenhaft verbreiteten Flechtendecke wirkt sich deutlich auf die Infiltration von Niederschlägen aus. Der äußerst poröse, gerüstartige Aufbau der Flechten, die teilweise bis zu 10 cm mächtige Decken ausbilden, stellen kaum einen Widerstand für herabfallende Regentropfen dar. Vielmehr vermindern sie die Verdunstung durch den Schutz des Bodens vor Sonneneinstrahlung und Wind, was dazu führt, daß mehr Wasser im Boden versickern kann als bei stark gestörter Flechtendecke. Auch bei den Bodentemperaturen zeigen sich ausgeprägte Unterschiede. Die insgesamt höheren Temperaturen, aber auch die stärkeren täglichen Temperaturschwankungen unter gestörter Flechtendecke beeinflussen mikrobiologische Prozesse und chemische Reaktionen. Die sich daraus ergebenden Konsequenzen für die Nährstoffversorgung werden in anderen Teilprojekten des Forschungsvorhabens untersucht.

### Literatur

- Aikio, P. (2002): The prospects of Sami reindeer herding in Finland. In: The 2<sup>nd</sup> World Reindeer Herders' Congress in Anar (Inari), Arctic Centre Reports 36.
- Tuomi-Nikula, O. (2001): Sápmi – das Land der Fischer, Jäger und Rentierzüchter. Schrift zur Sonderausstellung des Archäologischen Landesmuseums Schleswig-Holstein.
- Plagge, R. (1991): Bestimmung der ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit im Böden (Diss.), Bodenökologie und Bodengene, Heft 3.

# Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Beurteilung des Bodengefüges und seiner Dynamik

H. Rogasik, I. Onasch und H.H. Gerke

Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF e. V. Müncheberg

## Zielstellung

In diesem Beitrag soll ein auf Basis röntgen-computertomographischer Untersuchungen erarbeiteter Ansatz zur Charakterisierung des Bodengefüges vorgestellt werden.

## Material und Methode

Ungestört entnommene zylindrische Bodensäulen (785cm<sup>3</sup> Volumen, Höhe h = 10 cm) von Löß- und Tonböden mit Kohärent- und Absonderungsgefüge (Tab. 1) sowie eine Glaskugelschüttung mit einem Korndurchmesser von d = 4 mm wurden im Röntgen-Computertomographen gescannt. Schichtdicke und Schichtabstand betragen je 1 mm; die Größe der Elementarvoxel war 0,025 x 0,025 x 0,1 cm<sup>3</sup>.

Die Heterogenitätsstruktur der Bodenproben wurde jeweils für einen in den Bodenproben einbeschriebenen Referenzquader mit Kantenlängen von 7 x 7 x 9 cm<sup>3</sup> analysiert. Aus den Untereinheiten höchster Auflösung, den Elementarvoxeln, wurden durch Aggregation schrittweise größere Voxel gebildet (Rogasik et al., 1998). Für jede Aggregierungsstufe wurde die Varianz der Hounsfieldeinheiten (HE-Werte) dieser Voxel berechnet.

Tab. 1: Bodenphysikalische Kennzeichnung der Bodensäulen und der Glaskugelschüttung

Hori- zont	Tiefe cm	Boden- art	OS g 100g <sup>-1</sup>	w kg kg <sup>-1</sup>	d <sub>B</sub> Mg m <sup>-3</sup>
<i>Glaskugelschüttung (GK-Schüttung)</i>					
-	-	-	-	0,0	1,534
<i>Ton-Pseudogley (Ton-P)</i>					
Ap	20-30	Tu3	4,2	0,310	1,081
<i>Löß-Schwarzerde (Löß-S)</i>					
Cc	75-85	Ut3	0,06	0,152	1,412

## Ergebnisse

Die Varianz der HE-Werte der Voxel nimmt generell mit zunehmender Auflösung zu. Dabei werden gefügespezifisch die Änderung der Varianz und deren Größenordnung vom Anteil an identifiziertem Makroporenvolumen bestimmt.

Die Glaskugelschüttung (Abb. 1a) sowie der Ton-Pseudogley (Abb. 1b) sind durch ein Absonderungsgefüge differenzierter Ausprägung charakterisiert und kleinräumig heterogen. Die S-Kurven der Varianz versus Voxelkantenlänge beschreiben den Prozeß der Identifizierung von Bodengefügeelementen (Aggregate, Makroporen) bzw. der Glaskugeln. Das Kohärentgefüge der Löß-Schwarzerde (Abb. 1c) ist im Vergleich zu den Aggregatgefügeformen durch beträchtlich niedrigere Varianzen gekennzeichnet. Die S-Form der Kurve der Varianzen ist schwächer ausgeprägt, erst im Bereich der höchsten Auflösungen werden Bioporen identifiziert.

Die Varianzkurven als Funktion der effektiven Kantenlänge der Voxel lassen sich durch einen Modellansatz (van Genuchten, 1980) mittels des Modells RETC (van Genuchten et al., 1991) parametrisieren.

$$\text{Varianz}_{\text{normiert}} = \frac{1}{[1 + \alpha(\text{Voxelkantenlänge})^n]^m}$$

$$m = (n-1)/n$$

Die Anpassung durch die Modellparameter  $\alpha$  und  $n$  ist bei allen Gefügetypen möglich (Abb. 2); die Bestimmtheitsmaße liegen bei Werten um  $r^2 = 1$  (Tab. 2).

Tab. 2: Modellparameter der Bodengefügeformen

Boden- typ	Gefüge- form	Modellparameter $\alpha$	n	Bestimmt- heitsmaß
		cm <sup>-1</sup>	-	-
GK	-	8,73	3,11	0,998
Ton-P	bro/sub	10,62	2,53	0,999
Löß-S	koh	14,96	2,60	0,997

## Diskussion der Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Die Untersuchung der Varianz versus Auflösung ermöglicht es, das Bodengefüge skalenübergreifend zu beschreiben und deutlich zwischen Bodengefügeformen zu unterscheiden. Ein Kohärentgefüge ist im Vergleich zu Formen des Absonderungsgefüges durch niedrigere

### Gefügestrukturen

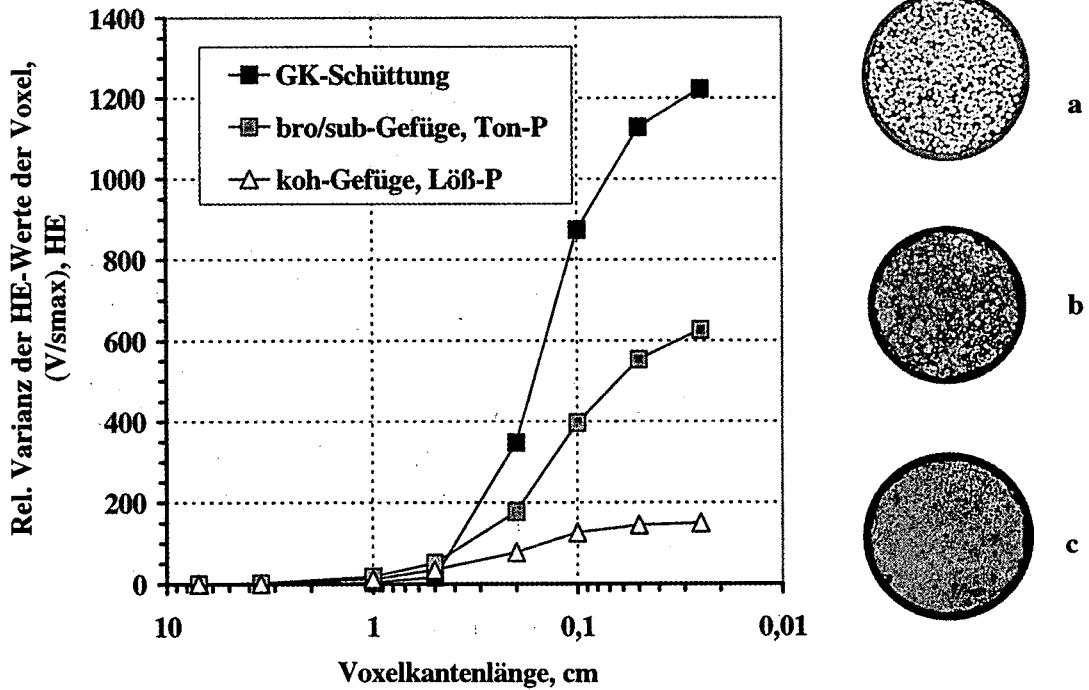


Abb. 1: Relative Varianz der HE-Werte der Voxel versus Voxelkantenlänge für die Glaskugelschüttung (a), das Absonderungsgefüge des Ton-Pseudogleys (b) sowie das Kohärentgefüge der Löß-Schwarzerde (c).

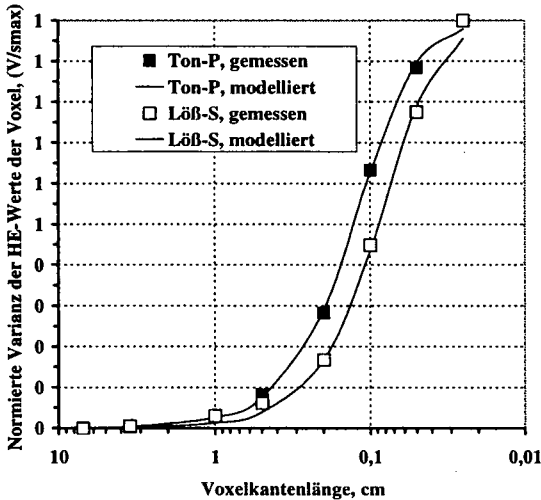


Abb. 2: Güte der Modellanpassung für die normierte Varianz beim Absonderungsgefüge des Ton-Pseudogleys sowie beim Kohärentgefüge der Löß-Schwarzerde.

sich mit hoher Bestimmtheit durch den van Genuchten-Ansatz zum normierten Wassergehalt parametrisieren.

### Literatur

Rogasik, H., E. Borg, S. Koszinski, W. Pohl & I. Onasch. 1998. Skaleninvariante Beurteilung der Morphologie von Strukturen. S.129-150. In: Roweck & Widmoser [Hrsg.]: Ansätze zur Quantifizierung von feldskaligen Wasser- und Stoffflüssen. Schriftenreihe des Institutes für Wasserwirtschaft und Landschaftsökologie der CAU Kiel, Heft 27.

Van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44, 892-898.

Van Genuchten, M.T., F.J. Leij & S.R. Yates. 1991. The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. USEPA Rep. 600/2-91-065 (IAG-DW1293-3-934). U.S. Salinity Laboratory, USDA-ARS, Riverside, CA, USA, December 1991.

Werte der Varianz gekennzeichnet. Die Varianz in den Diskretisierungsstufen hängt von der Phasenzusammensetzung des Bodens sowie der Gefügestrukturen ab. Die Kurven der Varianz lassen

## Einfluss von Waldumbaumaßnahmen auf die Infiltrationseigenschaften differenziert bestockter Forststandorte

B. Schäfer<sup>1</sup>, O. Bens<sup>1</sup>, N. A. Wahl<sup>1</sup>, R.F. Hüttl<sup>1</sup>

### Einleitung

Die bodenhydrologischen Effekte des Waldumbaus (z.B. Transformation von Kiefernforstökosystemen in Buchen-Kiefern-Mischbestände; vgl. Müller, 2000), u.a. auf die Infiltrationsleistung von Oberflächenwasser, stehen im Mittelpunkt der hier vorgestellten Untersuchungen. Im Rahmen des Deutschen Forschungsnetzes Naturkatastrophen (DFNK) werden „Untersuchungen zur Steigerung des Wasserretentionspotentials forstlich und landwirtschaftlich genutzter Wassereinzugsgebiete“ durchgeführt (vgl. Bens et al., 2000). Das Ziel ist es unter anderem, eine Abschätzung der Beeinflussung der Infiltration durch Effekte der Hydrophobizität sowie eine Evaluierung der Waldumbaumaßnahmen mit speziellem Blick auf ihre Eignung zur Steigerung des Wasserretentionspotentials forstlich genutzter Flächen in Flusseinzugsgebieten vorzunehmen. Bei diesem Beitrag wird im Weiteren nur noch auf die Infiltration und Hydrophobizität der einzelnen Waldumbaustadien eingegangen. Eine ausführliche Darstellung zur Veränderlichkeit der Wasserretention, infolge von Waldumbaumaßnahmen, findet sich bei Schäfer et al. (2002).

### Untersuchungsgebiet und Methoden

Die Untersuchungen werden an Forststandorten im Revier Kahlenberg (52°52'N, 13°53'E), ca. 50 km NE Berlin, durchgeführt. Die Standortcharakteristika zeigt Tabelle 1.

Tab. 1: Standortcharakteristika des Reviers Kahlenberg

<b>Höhenlage</b>	~ 36 m ü. NN
<b>Bodenart</b>	Mittelsand
<b>Bodentyp</b>	Podsolige Braunerde auf glaci-fluviatilen Sanden
<b>Vegetation</b>	<i>Pinus sylvestris</i> / <i>Fagus sylvatica</i>
<b>mittl. Jahresniederschlag</b>	540 mm (davon 327mm IV-IX)
<b>mittl. Jahrestemperatur</b>	8,6 °C (95 Frosttage)

Als Untersuchungsflächen dienen vier Versuchsbestände mit unterschiedlich alten Kiefern-/Buchenpopulationen. Die vier im Revier Kahlenberg untersuchten Bestände repräsentieren verschiedene Stadien des Waldumbaus im Sinne einer falschen Zeitreihe. Ein reiner Kiefernbestand (Alter 84 Jahre) stellt den Referenzstandort dar, in dem kein Waldumbau durchgeführt worden ist. In Kiefernreinbeständen wird im Alter von ca. 40 Jahren ein Voranbau mit Buchen durchgeführt, woraus Mischbestände hervorgehen.

Von diesen Waldumbaustadien werden zwei unterschiedliche Altersstufen in dieser Untersuchung berücksichtigt. Der junge Mischbestand setzt sich aus 76-jährigen Kiefern und 34-jährigen Buchen zusammen, der ältere Mischbestand aus 114-jährigen Kiefern und 57-jährigen Buchen. Ein hypothetisches Endstadium wird durch einen 91-jährigen Buchenreinbestand dargestellt, in dem 91-jährige Buchen in erster Generation nach reiner Kiefernwirtschaft stocken.

Zur Ermittlung der hydraulischen Leitfähigkeit wurden Messungen nach zwei verschiedenen methodischen Ansätzen durchgeführt. Die erste Methode zeigt ‚falling head conditions‘ und wird mit einem Ringinfiltrometer (RIF; h=30 cm, d=20 cm; Überstauhöhe je 20 cm) durchgeführt, während die zweite angewandte Methode ‚constant head conditions‘ (Prinzip des Tensionsinfiltrometers) aufzeigt und mit einem Haubeninfiltrometer (HIF) durchgeführt wurde. Dazu wurde vor den Messungen jeweils die Humusaufgabe vorsichtig entfernt und das Infiltrometer auf die ungestörte Mineralbodenoberfläche gesetzt. Die Berechnung der hydraulischen Leitfähigkeit aus den gemessenen Infiltrationsraten erfolgte für die RIF-Messungen nach der Methode von Reynolds & Elrick (1990), für die HIF-Messungen in Anlehnung nach den Angaben des Geräteherstellers (UGT) und Wooding (1968). Die mit dem HIF erreichten Wasserspannungen  $\Psi$  [L] betragen ca. -14 bis +0,5 cm Wassersäule.

Bei der Hydrophobizität wurden zwei Ausprägungen untersucht. Zur Ermittlung der Persistenz wurde der ‚water drop penetration time‘ (WDPT) Test genutzt (Van't Woudt, 1959), zur Ermittlung der Stärke des Benetzungswiderstands der ‚Ethanol percentage‘ (EP) Test (Watson & Letey, 1970). Dazu wurden ungestörte Bodenproben aus fünf Tiefenstufen zwischen 0 und 50 cm mit mindestens fünf Wiederholungen pro Tiefenstufe entnommen.

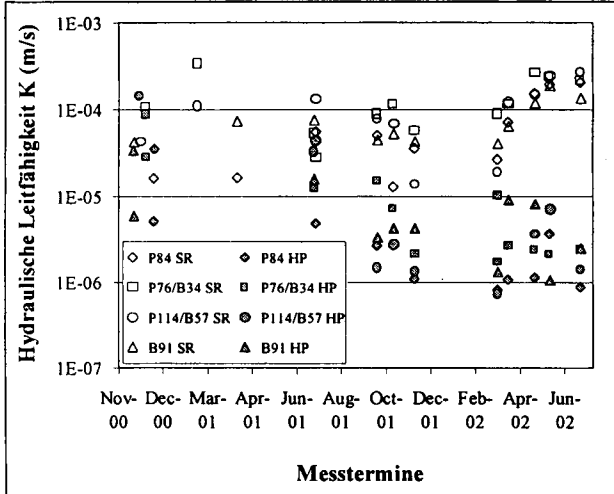
### Ergebnisse

Die Resultate der über 18 Monate durchgeführten Infiltrationsmessungen ergeben für die vier Versuchsbestände insgesamt nur geringe Werte für die hydraulische Leitfähigkeit K (vgl. Moore et al., 1986). Diese betragen im Mittel über alle Termine und Standorte für die RIF-Messungen  $7,99 \cdot 10^{-5}$  m/s und für die HIF-Messungen  $1,02 \cdot 10^{-5}$  m/s (Abb. 1). Es zeigt sich, dass die jahreszeitliche Variabilität der Ergebnisse nach den HIF-Messungen geringfügig höher ausfällt als die der RIF-Messungen und insgesamt betrachtet einen leicht abnehmenden Trend über den Messzeitraum aufweist. Auch ist keine Abhängigkeit der Werte von der jeweiligen Witterung festzustellen. Die Ergebnisse aus den RIF-Messungen liegen generell über denen der HIF-Messungen mit der Ausnahme der Werte vom Beginn der Messkampagne im Winter 2000 und Frühling 2001, bei denen eine hohe Streuung beobachtet werden kann.

<sup>1</sup> Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, BTU Cottbus, Postfach 10 13 44, 03013 Cottbus, E-Mail: britta.schaefer@tu-cottbus.de

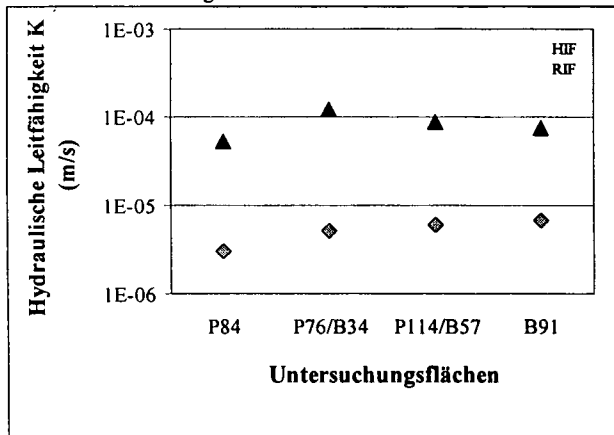


Abb. 1: Geometrisches Mittel aller Infiltrationsmessungen an den einzelnen Messterminen und Standorten (SR=RIF; HP=HIF)



Diese Unterschiede werden insbesondere bei der vergleichenden Betrachtung der geometrischen Mittel der beiden angewandten Messmethoden deutlich (Abb. 2). Durchschnittlich fallen die Ergebnisse nach den RIF-Messungen um ca. eine Zehnerpotenz höher aus als die nach den HIF-Messungen.

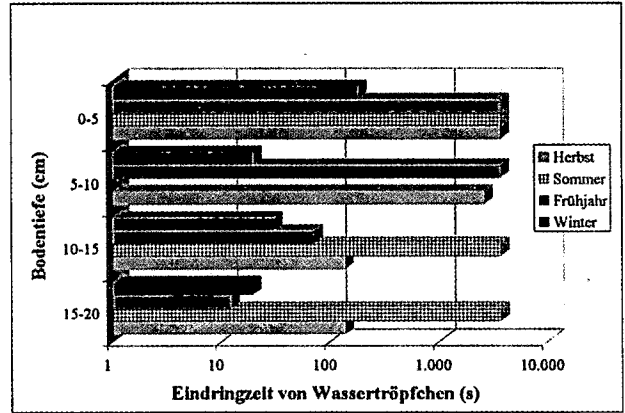
Abb. 2: Geometrisches Mittel aller Infiltrationsmessungen an den einzelnen Untersuchungsflächen



Beide Methoden ergeben für den Kiefernreinbestand die niedrigsten Ergebnisse, während der junge Mischbestand bei der RIF-Messung die höchste Leitfähigkeit aufweist, ist dies bei der HIF-Messung der Buchenreinbestand.

Der Benetzungswiderstand weist hinsichtlich der Ausprägung der Persistenz nach dem 'water drop penetration time'-Test eine deutliche Tiefenabhängigkeit auf (Abb. 3). Für die Tiefenstufe von 0 bis ca. 5 cm zeigt sich für alle Bestände eine sehr stark bis extrem stark ausgeprägte Persistenz, die mit zunehmender Bodentiefe abnimmt (vgl. Buczko et al., 2002). Dies Verhalten ist bei allen Untersuchungsbeständen ähnlich, bei dem jungen Mischbestand nimmt die Persistenz mit der Tiefe am wenigsten ab. Ein mit der generellen Verteilung der Werte nach dem WDPT-Test übereinstimmendes Bild zeigt sich bei der Betrachtung der Tiefenabhängigkeit der Stärke des Benetzungswiderstands nach den Ergebnissen des 'Ethanol percentage'-Tests.

Abb. 3: Jahreszeitliche Variabilität der Persistenz des Benetzungswiderstandes unter Buchenreinbestand



Ethanolkonzentrationen höher als 14 Vol.-% werden bei allen Beständen für die Tiefenstufe bis ca. 5 cm verwendet, wobei der Benetzungswiderstand jeweils bei den Kiefern- und Buchenreinbeständen am stärksten ausgeprägt (vgl. Buczko et al. 2002) ist.

### Schlussfolgerungen und Ausblick

Beim derzeitigen Stand der Untersuchungen und ausschließlicher Betrachtung der bodenhydrologischen Parameter zeigen sich keine positiven Effekte des Waldumbaus hinsichtlich der Infiltrationskapazität. Durch die Benetzungswiderstände bei allen Umbaustadien, auch und in besonderer Ausprägung beim Buchenreinbestand nach Kiefernmonokultur, ist auf geneigten Waldflächen mit erhöhtem Oberflächenabfluss zu rechnen. Dies lässt darauf schließen, dass das Überflutungsrisiko bewaldeter Flusseinzugsgebiete auf sandigen Böden durch den Waldumbau von Kiefernreinbeständen zu Kiefern-/Buchenmischbeständen und Buchenreinbeständen nicht nennenswert verringert wird.

### Literatur

- Bens, O., Buczko, U. & Hüttel, R. F. (2000): Hochwasserschutz durch Steigerung des Wasserretentionspotentials in Böden forst- und landwirtschaftlich genutzter Flusseinzugsgebiete – Ein Beitrag im Rahmen des Deutschen Forschungsnetzes Naturkatastrophen (DFNK). Schriftenr. Dt. Geol. Ges. 12: 201
- Buczko, U., Bens, O., Fischer, H. und Hüttel, R. F. (2002): Water repellency in a sandy luvisol under different forest transformation stages in Northeast-Germany. Geoderma 109: 1-18.
- Moore, I. D., Burch, G. J. und Wallbrink, P. J. (1986): Preferential Flow and Hydraulic Conductivity of Forest Soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 50: 876-881.
- Müller, M. (2000): Waldbaurahmenrichtlinie der Landesforstverwaltung Brandenburg. AFZ/Der Wald (5): 239-243
- Reynolds, W. D. & Elrick, D. E. (1990): Pondered Infiltration From a Single Ring: I. Analysis of Steady Flow. Soil Sci. Soc. Am. J. 54: 1233-1241.
- Schäfer, B., Bens, O., Fischer, H. & Hüttel, R. F. (2002): Einfluss des Baumartenwechsels auf die Wasserspeicherfähigkeit von sandigen Böden Nordost-Brandenburgs. Forst und Holz 57 (19): 571-575.
- Van't Woudt, B. D. (1959): Particle coatings affecting the wettability of soils. J. Geophys. Res. 64, 263-267.
- Watson, C. L. & Letey, J. (1970): Indices for characterising soil water repellency based upon contact angle-surface tension relationships. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 34, 841-844.
- Wooding, R. A. (1968): Steady infiltration from a shallow circular pond. Water Resour. Res. 4: 1259-1273.

# Changes of porosity and soil physical chemistry due to drying and re-moistening cycles

Gabriele E. Schaumann<sup>1</sup>, Eleanor Hobley, Julia Hurraß and Wolfgang Rotard

## 1 Introduction

Due to dynamics of moisture, soil components like clay minerals or soil organic matter (SOM) the upper soil layers change their water content and state of swelling. While the process of swelling of clay containing soils has been intensively investigated, swelling of soil organic matter is widely little understood. However, recent results show that, with the state of swelling, SOM gradually changes its physicochemical properties, such as sorbent properties<sup>iii</sup>, macromolecular structure<sup>iii,iv</sup>, and even the porosity of soil samples<sup>v</sup>. These changes are well-known to affect sorption and transport phenomena and thus have to be taken into consideration.

In the study presented here, we investigated the process of drying and rewetting in selected sandy soil samples with the focus on porosity as determined by <sup>1</sup>H NMR-Relaxation and some selected colloidal properties.

## 2 Material and methods

### 2.1 Soil Samples

The soil samples presented in this paper, were taken from a forest soil in Chorin, close to Berlin, consisting of 68% sand (6% coarse sand, 26% medium sand and 36% fine sand), 25% silt and 6 to 7% clay. Some further properties are listed in Table 1.

Tab. 1: Properties of the investigated soil samples

soil	pH	organic matter	water content	remarks
Ah1	3.7	10.4 %	31%	forest soil (Chorin)
Ah2	3.7	3.8 %	19%	forest soil (Chorin)

### 2.2 Drying and (re)moistening cycles

In order to investigate the effect of drying, the soil samples were used in the field moist, air dried and freeze dried state. The dried and the field moist samples were investigated as described in section 2.4.

In order to investigate the effect of (re)moistening, the field moist and the dried soil samples were moistened to 35 % water content. Hydration was allowed for up to 22 days. During this period of time, the <sup>1</sup>H NMR-Relaxation decay of the samples was recorded at several point of time during hydration (sect.2.3). Also, sub-samples were taken at several points of time and were investigated as described in section 2.4.

### 2.3 <sup>1</sup>H NMR-Relaxation

<sup>1</sup>H NMR-Relaxation is a method to monitor the state of binding of water and the degree of freedom of the water molecules in the sample. This is indicated by the distribution of relaxation times. The higher the relaxation time is, the larger are the pores the water is located in. In general, relaxation times lower than 10 ms are attributed to bound water and higher relaxation times are usually caused by pore water. However, due to several factors, a direct calibration in order to derive absolute pore sizes, is still difficult. For further information see Ref. v.

The <sup>1</sup>H NMR Relaxation experiments were performed two to three times per week for every sample (2 repetitions). The measurements described in this paper were carried out with a 2 MHz Relaxometer (Maran 2, Resonance, UK) using the cpmg pulse sequence to determine T<sub>2</sub>.

The resulting relaxation decays of each sample at each selected point of time during swelling were fitted to a sum of exponential decay functions (multiexponential fit), using time constants between 0.1 and 10000 ms. For the fitting procedure, the inversion algorithm provided with the WINDXP software (Resonance Instruments, UK) was used. With this procedure, we obtained a distribution of relaxation times, which will also be called a relaxation time spectrum in this paper. These spectra are characterised by the number and position of the peaks. The peak data were plotted as a function of swelling time, and kinetic parameters were derived from these plots.

### 2.4 Extraction and measurement of colloidal properties

The soil samples were extracted with a resulting solution:soil ratio of 5:1. The mixtures were shaken for 12 hours and then filtered through membrane filters (8 µm and 0.45 µm). In the filtrates, the pH, EC, UV/VIS absorption, DOC, and surface tension were measured. Additionally, the solutions were investigated by size exclusion chromatography (pH 6.8, phosphate buffer 27 mmol/L) and laser scattering.

## 3 Results

### 3.1 <sup>1</sup>H NMR-Relaxation

In Fig. 1, the relaxation time spectra are shown for the samples Ah2 right after (re)moistening (upper graph) and after 22 days of hydration (lower graph). The spectra of relaxation time show 2 to 3 peaks, indicating 2 to 3 groups of pore sizes or states of binding of water. The peaks located at 10 ms and smaller were considered as bound water, accounting for 50%, 36% and 27% of the total water of the field moist, freeze dried and the air dried samples, respectively. The rest of the water is located in the pore system, with the highest pore size occurring in the freeze dried sample.

After swelling, the peaks caused by the pore water have moved towards lower relaxation times, with the highest relaxation time now being caused by the originally field moist sample and the lowest relaxation time being caused by the originally air dried sample.

This observation indicates a movement of the peaks during swelling. In Fig. 2, the movement of the peak with the highest relaxation time of the field moist and the air dried sample is shown as a function of hydration time. The movement can be described by one first order process with a time constant of 2 to 3 days for the air dried sample. In the field moist sample, the peak also moves towards lower relaxation times initially, but after 10 days, it moves backwards to higher relaxation times. In the freeze dried sample, the reduction in relaxation times was even more distinct than in the air dried sample, with time constants between 2 and 8 days (not shown).

<sup>1</sup> TU Berlin, Environmental Chemistry  
Sekt. OE1, Franklinstr. 28/29, D-10587 Berlin.  
email: Gabi.Schaumann@TU-Berlin.DE

The movement of the peaks towards lower relaxation times indicates a reduction of the pore size during swelling as the most probable explanation. However, further experiments have to be carried out in order to validate this hypothesis and to exclude effects of the change of the colloidal composition and of the release of paramagnetic ions on the relaxation times.

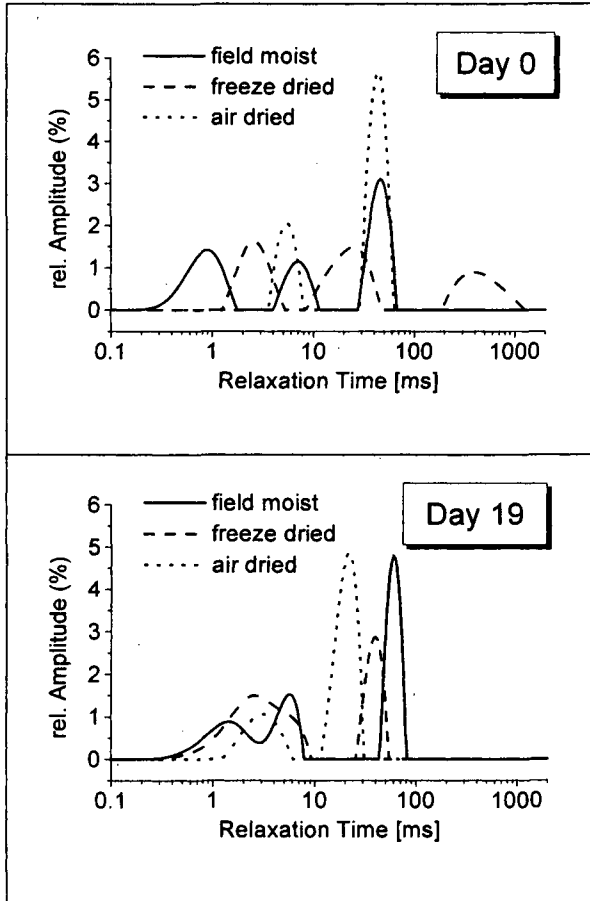


Fig. 1: Spectra of Relaxation time  $T_2$  in field moist, freeze dried and air dried samples before and after swelling. Increasing pore size is indicated by increasing Relaxation times. Relaxation times under 10-30 ms indicate bound water.

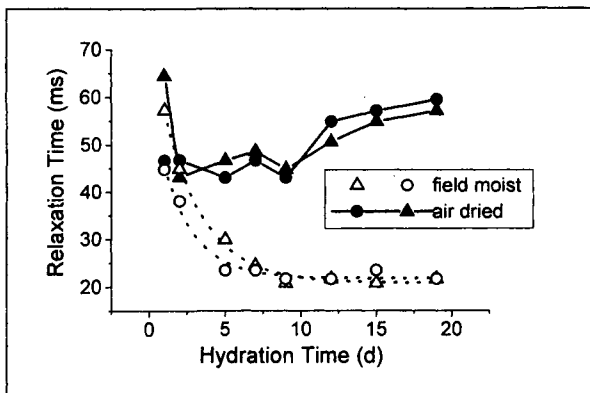


Fig. 2: Movement in the course of swelling of the peaks indicating pore water in the originally air dried and field moist sample after moistening.

### 3.2 Effect of drying and (re)moistening on some colloidal properties

The DOC content was 50-60 mg/L and 25-35 mg/L in the extracts of the dry samples, and 20 mg/L and 8 mg/L in the extract of the field moist sample of the samples of Ah1 and Ah2, respectively.

In the course of hydration, the DOC content decreased for the field moist and the air dried sample, whereas it first decreased and then increased again for the freeze dried sample. The average particle size differed significantly when comparing the dried samples (> 700 nm) to the field moist samples (500 nm) directly after moistening. After 10 to 15 days, the average particle size decreased for the extract of the freeze dried sample, approaching the particle size of the field moist sample. Latter did not change significantly during the hydration time. The particle size of the air dried sample did not approach that of the field moist sample within 22 days.

The surface tension in the extracts was reduced significantly by air drying to 62mN/m, but not by freeze drying. The surface tension didn't change within 22 days of hydration.

Summarizing the results, drying resulted in higher DOC contents, bigger particle sizes, lower molecular sizes of the humic associates and in an reduction of the surface tension, which was observed especially after air drying. Remoistening the sample reversed the effect of drying only for the freeze dried samples, whereas by air drying, irreversible effects on the colloidal properties of the soil solutions were observed.

### 4 Conclusions

From the observations in this study, we conclude that the state of moisture of soil samples containing organic matter strongly affects both the pore size distribution and the colloidal characteristics in aqueous soil extracts. Freeze-drying affected the colloidal characteristics reversibly, while air-drying seemed to have irreversible effects on the colloidal properties of the soil extracts. Due to this irreversibility, drying is also expected to have an influence on the process of soil formation, in addition to the effects expected on transport parameters.

### 5 Acknowledgements

The authors wish to thank G. Hedicke (Iwan Stranski Institute of the TU Berlin) for the opportunity to measure the surface tension, A. Kersten (Water Quality Control of the TU Berlin) for the size exclusion chromatography and F. Lang, Prof. M. Kaupenjohann (Soil Chemistry of the TU Berlin) for the opportunity to use their laser scattering instrument and Prof. U. Yaramanci and M. Mueller for the opportunity to use the NMR device. Also thank you to J. Bachmann (Soil Science, Hannover) for providing the detailed texture data.

### 6 Literature

- i. S. Altfelder, T. Streck and J. Richter, *J. Environ. Qual.* 1999, **28**, 1154.
- ii. E. J. LeBoeuf and W. J. Weber Jr., *Environ. Sci. Technol.* 2000, **34**, 3632.
- iii. E. J. LeBoeuf and W. J. Weber Jr., *Environ. Sci. Technol.* 2000, **34**, 3623.
- iv. G. E. Schaumann, C. Siewert and B. Marschner, *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2000, **163**, 1.
- v. Schaumann, G. E.; J. Hurrass; M. Müller and W. Rotard, in E. A. Għabbour and G. Davies: *Humic Substances: Nature's Most Versatile Materials*. Taylor and Francis, Inc., New York, 2003, in press.
- vi. G. E. Schaumann and J. Hurraß, *Mitteilgn. Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 2000, **92**, 25-28

## Dynamische Gefügeentwicklung von tonigem Hafenschlick-Neuland in einem Zeitraum von 45 Jahren.

R. Schneider\*, K.H. Hartge\*\*, D. Schröder\*

### 1. Einleitung

Zur Untersuchung der initialen Boden- bzw. Gefügeentwicklung in Abhängigkeit von der Art des Substrates sind Neulandböden das ideale Forschungsobjekt. Ausgehend von der Annahme, dass die Entwicklung in stark tonigem Neuland sehr dynamisch abläuft und sie die Marschenreifung wie im Zeitraffer abbildet, wurde eine Chronosequenz aus bis zu 45 Jahre alten Hafenschlick-Neuland im Raum Emden untersucht. Es handelt sich dabei um die Weiterführung von Untersuchungen, die in einem Forschungsprojekt im Schwerpunktprogramm der DFG „Genese und Funktion des Bodengefüges“ Ende der 80er Jahre initiiert wurden. Nachfolgend werden die physikalische Reifung des Hafenschlicks und deren Auswirkungen auf einige wichtige Bodeneigenschaften vorgestellt.

### 2. Untersuchungsgebiet und -substrat

Seit 1954 sind östlich von Emden im sogenannten Riepster Hammrich rund 4000 ha Niederungsflächen mit Hafenschlick aus dem Emdener Hafen und der vorgelagerten Fahrwasserrinne in neu angelegten Poldern 2 m hoch überspült worden. Zur Vermeidung von Damnbrüchen erfolgte die Aufspülung der einzelnen Polder in mehreren Phasen über einen Zeitraum von rund 2 Jahren.

Die Bodenart des untersuchten tonigen Hafenschlicks ist ein schwach schluffiger Ton mit 5-10 Gew. % Sand, 35-50 Gew. % Schluff und 45-60 Gew. % Ton. Innerhalb von nur 3-4 Jahrzehnten entspricht die chemische Entwicklung des Substrates einer Marschenentwicklung von der Roh- bzw. Salzmarsch zur Kalkmarsch, wobei der Kohlenstoffgehalt von rund 4 auf 3 Gew. % zurückging. Auch der Karbonatgehalt verringerte sich von 9-10 auf 7-8 Gew. %. Die Entsalzung des Schlicks erfolgte schon innerhalb der ersten 10-15 Jahre. Das Ca/Mg-Verhältnis stieg aufgrund der Kationenumbelegung von 2 auf 8.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Morphologie

Morphologisch ist die rasche Bodenentwicklung einerseits deutlich an einem Farbwechsel vom blauschwarzen Rohschlick zum an- und durchgereiften braunen Substrat zu erkennen.

Mit der Entwässerung des Spülgutes geht andererseits eine erhebliche Schrumpfung einher, die zur Bildung großer Risse und Prismen führt. Im Laufe der Zeit weiten sich die Risse im Unterboden und die großen Prismen werden zunehmend in kleinere Prismen und Polyeder gegliedert (Abb. 1 u.2).



Abb. 1: 30/45 Jahre altes Hafenschlick-Neuland



Abb. 2: 30/45 Jahre altes Hafenschlick-Neuland mit im Unterboden frei gelegten Prismen und Klüften

#### 3.2 Lagerungscharakteristika und Höhenänderungen

Auf der Basis der ermittelten Bodendichten wurden Lagerungskurven berechnet (Abb. 3). Es ergaben sich für das Substrat typische geradlinige Verläufe. Der 3 Jahre alte, in den oberen 3-4 dm angereifte Hafenschlick ist durch einen insgesamt sehr hohen Hohlraumanteil und eine stark positive Steigung der Hohlraum-Bodendruck-Beziehung gekennzeichnet. Das bedeutet, dass mit zunehmender Bodentiefe und trotz steigendem Überlagerungsdruck mehr Hohlräume vorhanden sind. Im Unterboden befand sich das Substrat noch in breiartigem Zustand, weshalb die Feststoffteilchen nicht näher zusammenrücken konnten. Eine Kontraktion mit Herstellung von zahlreichen Kornkontakten ist nicht erfolgt. Mit steigendem Alter sinkt der Hohlraumanteil und der Geradenverlauf wird zunehmend flacher. Der Schlick schrumpft, es ergeben sich vermehrt Teilchenkontakte und die stabilisierenden Kräfte nehmen zu. Nach 45 Jahren gleicht sich der Verlauf dem älterer Marschen an.

\* Universität Trier, Bodenkunde, 54286 Trier

\*\* Habichthorst 9, 30823 Garbsen

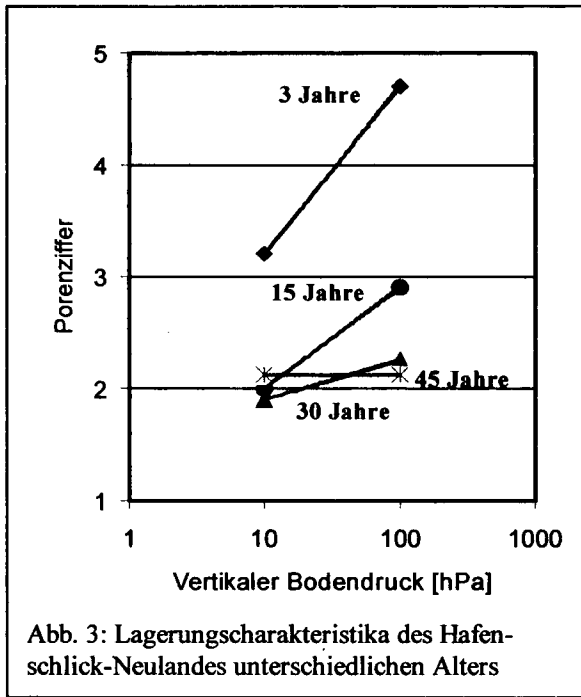


Abb. 3: Lagerungscharakteristika des Hafenschlick-Neulandes unterschiedlichen Alters

Mit einem von HARTGE (2001) beschriebenen Verfahren wurden die Gesamtsubstrathöhen in Abhängigkeit von der Zeit als Maß für die Volumenänderung berechnet und den gemessenen Substrathöhen gegenübergestellt. Es ergibt sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen Werten. Die Gesamtsubstrathöhe von ursprünglich 1,8 bis 2 m ging in den ersten 10-15 Jahren stark zurück. In den folgenden Jahrzehnten verlangsamte sich der Reifungsprozess und damit auch der Höhenverlust (Abb. 4).

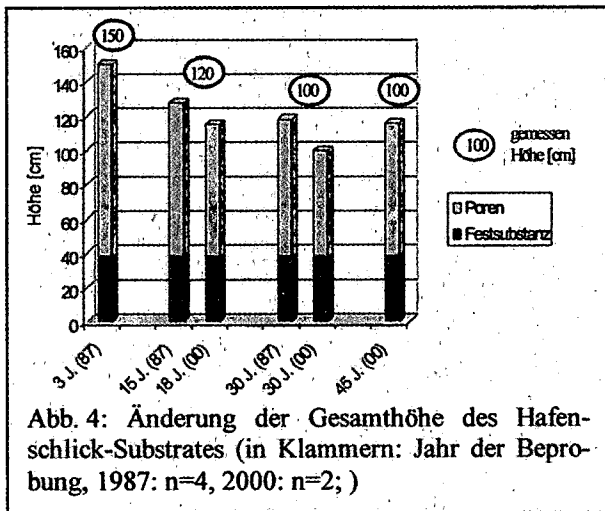


Abb. 4: Änderung der Gesamthöhe des Hafenschlick-Substrates (in Klammern: Jahr der Beprobung, 1987: n=4, 2000: n=2; )

### 3.3 Bodenphysikalische Eigenschaften und bodeneigene Stabilität bzw. mechanische Belastbarkeit

Die Entwicklung der gemessenen Gesamtporenvolumina entspricht den berechneten Hohlraumänderungen der Lagerungscharakteristika. Der Rückgang des Hohlraumvolumens von rund 80 auf 65 Vol. % vom breiartigen Schlick zum

gereiften Substrat entspricht der Abnahme der nutzbaren Feldkapazität (Poren 50-0,2  $\mu\text{m}$ ) (Abb. 5). Grob- und Feinporenanteile bleiben nahezu unverändert.

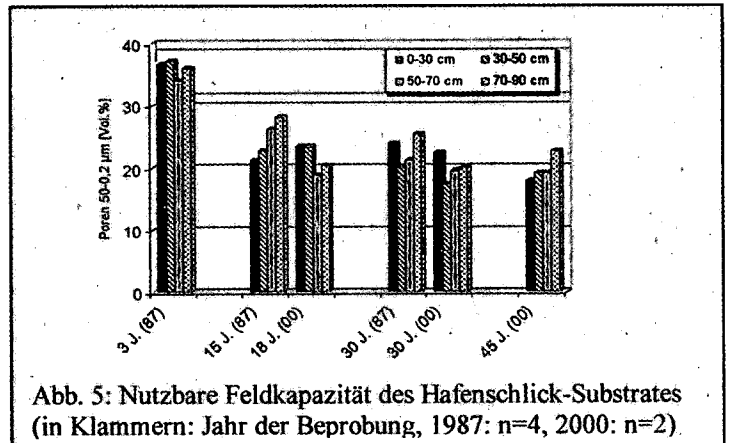


Abb. 5: Nutzbare Feldkapazität des Hafenschlick-Substrates (in Klammern: Jahr der Beprobung, 1987: n=4, 2000: n=2)

Durch Schrumpfung und Gefügebildung steigt mit zunehmender Bodenreife die Eigenstabilität der Böden. Die intensive ackerbauliche Bodennutzung mit Pflugarbeit macht sich negativ bemerkbar. Der Eindringwiderstand wächst mit dem Alter der Flächen und unterhalb der Krume mit der Dauer der Ackernutzung. Die Vorbelastungswerte, die ein Maß für die Eigenstabilität der Böden sind, nehmen mit zunehmender Bodenreife zu (Abb. 6). Die Pflugarbeit führt jedoch zu einer Zerrüttung der tragfähigen Bodenstruktur aus Prismen und Polyedern und damit zu einer Reduzierung der mechanischen Tragfähigkeit in 30-50 cm Tiefe, verglichen mit der höheren Tragfähigkeit des weniger belasteten, stabil aggregierten, tieferen Unterbodens.

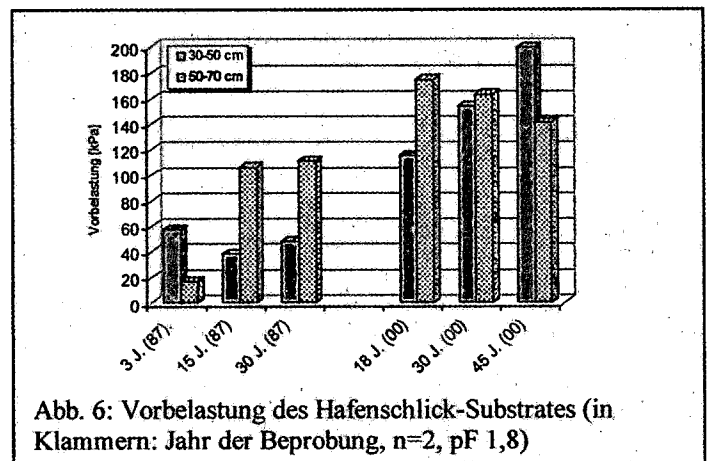


Abb. 6: Vorbelastung des Hafenschlick-Substrates (in Klammern: Jahr der Beprobung, n=2, pF 1,8)

### 4. Fazit

Innerhalb von nur 30-40 Jahren vollzieht sich im Zeitraffer die Entwicklung von der Roh- zur Kalkmarsch. Dabei wird aus strukturlosem nicht belastbarem Brei ein gut aggregierter tragfähiger Ackerboden. Die intensive Ackernutzung beeinflusst das Gefüge und die Eigenstabilität der Böden nachteilig.

### Literatur

HARTGE, K.H. (2001) der Bodenkörper – Bestimmung seiner Volumenänderung im Bodenprofil.- J. Plant. Nutr. Soil Sci., 164, 247-252

# Methodische Probleme bei der Ableitung von bodenhydrologischen Modellparametern aus der KA4 bei skelettreichen und/oder strukturierten Böden

SCHOBEL, S., NIEBES, D., SCHNEIDER, R. & SCHRÖDER, D.\*

## 1 Einleitung

Eine Vielzahl von Modellen zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes oder der Abflussbildung finden in Forschung und Praxis Anwendung. Mit den Modellergebnissen werden weitreichende Aussagen über Pflanzenwachstum, Stofftransport, Abfluss, Hochwasserentstehung u.v.m. getroffen.

Die Güte von prozessorientierten Modellen, die bodenkundliche Parameter verwenden, sind abhängig von der räumlichen Auflösung und dem Informationsgehalt der bodenkundlichen Grundlagendaten. Oftmals stehen nur Bodenschätzungsdaten, seltener Bodenkarten und noch seltener bodenphysikalische Untersuchungen zur Verfügung. Modellgrößen wie FK und kf-Werte müssen deshalb oft aus der KA4 abgeleitet werden.

## 2. Feldkapazität (FK)

### 2.1 Ableitung aus der KA4

Die FK lässt sich in Abhängigkeit von der Bodenart und Rohdichte ableiten. Sie wird durch den Grobbodenanteil reduziert, weil er i.d.R. kein Wasser speichern kann, weshalb die KA4 einem Korrekturfaktor vorschlägt. Angaben zum Grobbodenanteil fehlen jedoch bei den meisten flächenbezogenen Bodendaten (z.B. Bodenschätzung), auch weil der Skelettanteil (v.a. der Steinanteil  $\varnothing > 6,3 \text{ cm}$ ) bei der Bohrstockkartierung nur schwerlich zu quantifizieren ist.

Da zahlreiche Modelle mit Speichergößen wie der FK arbeiten, die nach Sättigung (Abfluss-)Prozesse initiieren oder weitere Speicher füllen, ist somit die Höhe der FK eine entscheidende Kenngröße eines solchen Modells. Ein Rechenbeispiel belegt die Relevanz des Grobbodenanteils:

FK (KA4) =  $300 \text{ l/m}^3$ ; Grobboden: 50 Vol.-%

Korrekturfaktor:  $\frac{100 - 50[\text{Vol.} - \%]}{100} = 0,5$

Daraus folgt:  $300 \text{ l/m}^3 * 0,5 = 150 \text{ l/m}^3$ .

Die Feldkapazität hat sich durch die Korrektur halbiert.

Prozessorientierte Modelle, deren Speichergößen nicht mit dem Grobbodenanteil korrigiert worden sind, können zu keinem befriedigendem Ergebnis führen, da viele durch den Speicher gesteuerte Prozesse (z.B. Oberflächen-, Zwischenabfluss, Tiefensickerung) viel früher und mit anderen Intensitäten eintreten würden als bei einem z.B. doppelt so großen Speicher.

Selbst eine Korrektur der FK mit 0,9 (= 10 % Grobboden) hat auf die Fläche eines Einzugsgebietes bezogen enorme „Speicherverluste“ zur Folge.

VORDERBRÜGGE (1997) sieht die Ableitung der FK aus Bodenart und Rohdichte generell kritisch. Er wies darauf hin, dass der Einfluss der Rohdichte größer als der der Körnung ist und deshalb eine differenzierte Aufarbeitung der bodenphysikalischen Kennwerte der KA4 in Abhängigkeit von Körnung und Substrat notwendig erscheint.

### 2.2 Bestimmung durch Stechzylinderuntersuchungen

Die Porengrößenverteilung lässt sich durch Stechzylinderanalysen feststellen, aber auch in den Stechzylindern ist der Grobbodenanteil gegenüber dem natürlichen Boden unterrepräsentiert, da sie volumenbedingt ( $100\text{--}250 \text{ cm}^3$ ) zwar Grus, aber kaum Steine enthalten können.

Zum Vergleich des Grobbodenanteils im Stechzylinder und am Standort wurden im Mosel-Hunsrück skelettreiche Braunerden aus schuttführenden Fließerden über devonischem Schieferschutt mit Stechzylindern beprobt; daneben große Mischproben (5-10 kg) aus den Profilen entnommen. Die Bestimmung der Porengrößenverteilung erfolgte nach RICHARDS & FIREMAN (1943). Der Grobbodenanteil der Stechringe und der Mischproben wurde durch Nasssiebung bestimmt. Die Fig. 1 belegt, dass der Grobbodenanteil in den Stechzylinderproben um mehr als die Hälfte geringer als in den Mischproben war. Das hat zur Folge, dass die reale Feldkapazität am Standort geringer sein muss, als sie durch die Stechzylinderuntersuchungen ermittelt wurde. Generell stellt sich zur Problematik der FK im Hinblick auf die Modellierung auch die Frage, warum die maximale Wasserkapazität (FK + weite Grobporen) nicht als die Speichergöße definiert wird, ab deren Sättigung weitere Prozesse in Gang gesetzt werden. Bei einem Volumen von 5 % an weiten Grobporen bis in 1 m Tiefe bedeutet dies 50 mm mehr (Zwischen-) Speichervolumen.

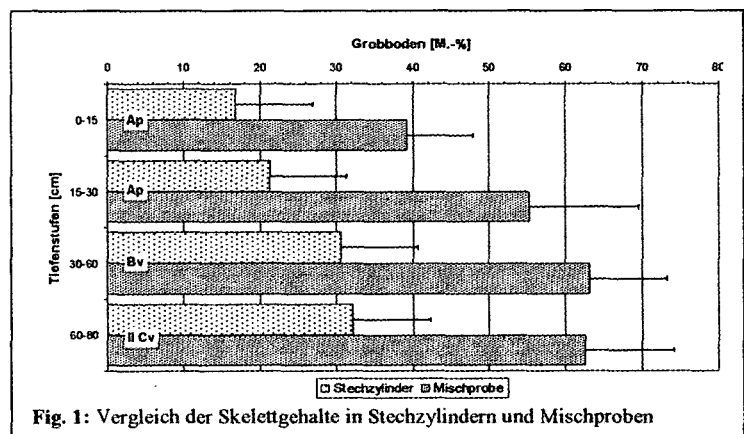


Fig. 1: Vergleich der Skelettgehalte in Stechzylindern und Mischproben

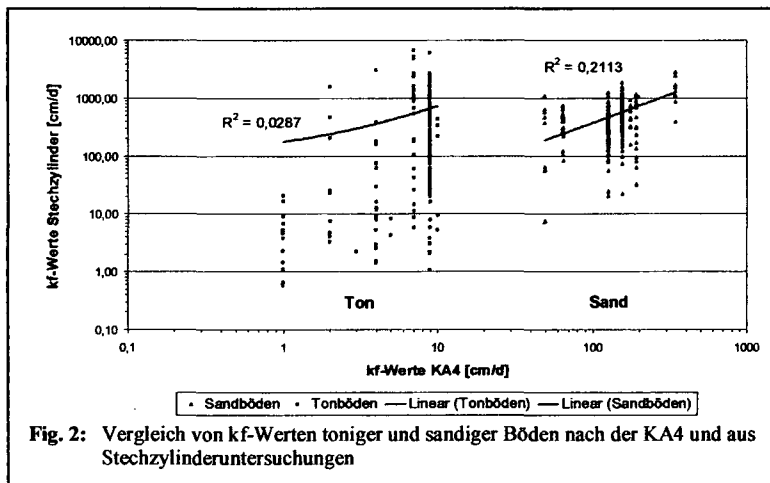
### 3. Wasserdurchlässigkeit (kf)

Die Wasserdurchlässigkeit ist ein wichtiger Parameter für Abfluss- oder Verlagerungsprozesse im Boden. Die kf-Werte lassen sich aus der Bodenart und Rohdichte ableiten.

Zum Vergleich der kf-Werte aus der KA4 mit denen aus Stechzylinderanalysen (nach HANUS & KMOCH 1964) wurden Ergebnisse von Profilbeprobungen aus zwei in ihrer Textur sehr unterschiedlichen Substraten aus der Trierer-Trias Bucht ausgewertet und den kf-Werten aus der KA4 gegenübergestellt:

- schwach schluffige Sande und reine Sande aus tertiären Sanden und Buntsandstein (n = 234)
- mittel tonige Lehme, schwach und mittel schluffige Tone aus Muschelkalk (n = 188).

Bei den sandigen Böden lagen 90 % der kf-Werte der Stechzylinderanalysen im Mittel 3,5 mal höher als die KA4-Werte; 10 % lagen um den Faktor 0,5 darunter (Fig. 2). Die Analysen der tonigen Böden zeigten eine noch sehr viel drastischere Überschreitung der KA4-Werte von 90 % der Proben um einen mittleren Faktor von 80, nur 10 % lagen um den Faktor 0,4 unterhalb der KA4-Werte. Ein signifikanter Zusammenhang zwischen den unterschiedlich ermittelten kf-Werten konnte für kein Substrat belegt werden.



Für die enormen Unterschiede bei den tonigen Böden ist der Einfluss von Regenwurmrohren auf die Wasserdurchlässigkeit verantwortlich. Die Durchflussraten über kontinuierliche und vertikal verlaufende Wurmrohren führen unabhängig von der Textur zu enorm hohen kf-Werten. Nur in den Cv- oder Sd-Horizonten (ohne Regenwurmrohren) gleichen sich die kf-Werte aus der KA4 an die der Stechzylinderanalysen an und spiegeln die texturbedingte Wasserdurchlässigkeit wider. Bei den sandigen Substraten waren wesentlich weniger Wurmrohren vorhanden und die Textureigenschaften dominierten die Wasserdurchlässigkeit.

HARTGE & HORN (1991) weisen darauf hin, dass die Wasserleitfähigkeit in Böden mit ausgeprägtem Sekundärporensystem stärker als in einem solchen mit vorherrschenden Primärporen variiert und dass man selbst

bei Sandböden eine Normalverteilung der Messungen nur bei logarithmischer Darstellung erhält.

Die Wasserdurchlässigkeit von Böden sollte nicht nur über die Textur (Primärporen) definiert, sondern davon gesondert das Sekundärporensystem in seiner Bedeutung für die Infiltration und Wasserdurchlässigkeit klassifiziert werden; Ansätze hierfür liefern HORAT & SCHERRER AG (2000), die die hydrologische Wirksamkeit der biogenen Grobporen klassifiziert haben.

Die bodenhydrologische Forschung trennt zur Vereinfachung der Modellierung das Porensystem in Mikro- und Makroporen und definiert das Makroporensystem oft nach BEVEN & GERMANN (1982) als Poren mit einem Durchmesser > 3 mm, in denen das Wasser nicht mehr durch Kapillarkräfte beeinflusst wird und die Richards-Gleichung nicht mehr anwendbar ist (UHLENBROOK & LEIBUNDGUT 1997). Die AG BODEN (1994) definiert Sickerwasser aber mit gewissen Einschränkungen bereits für Poren  $\varnothing > 0,01$  mm (langsam dränende Grobporen), auf jeden Fall aber für die schnell dränenden Grobporen ( $\varnothing > 0,05$  mm); hinsichtlich dieser Definitivproblematik besteht Diskussionsbedarf.

Aber auch die Interaktionen zwischen den Porensystemen (vgl. WEILER 2001) stellen ein wichtiges Forschungsfeld für das Verständnis der Wasserbewegung im Boden, deren Klassifizierung und die Anwendung in prozessorientierten Modellen dar.

#### Literatur:

- AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4).- Hannover
- BEVEN, K.J. GERMANN, P. (1982): Macropores and water flow in soils.- Water Resources Research, 18, 1311-1325
- HARTGE, K.H. & HORN, R. (1991): Einführung in die Bodenphysik.- Stuttgart
- HANUS, H. & KMOCH, H.H. (1965): Beitrag zur Methodik der Wasserpermeabilitätsmessung an ungestörten Bodenproben.- Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde, 11, 10-23

HORAT & SCHERRER AG (2001): Bestimmungsschlüssel zur Identifikation von hochwasserrelevanten Flächen.- Gutachten im Auftrag des Landesamtes für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, unveröffentlicht

RICHARDS, L.A. & FIREMAN, H. (1943): Pressure plate apparatus for measuring moisture sorption and transmission by soils.- Soil Science, 56, 395-404

UHLENBROOK, S. & LEIBUNDGUT, C. (1997): Abflußbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen.- Wasser & Boden, 49, 13-21

VORDERBRÜGGE, T. (1997): Vergleich von bodenphysikalischen Kennwerten der Bodenkundlichen Kartieranleitung mit gemessenen Werten.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 85, 1267-1270

WEILER, M.H. (2001): Mechanisms controlling macropore flow during infiltration.- Diss. ETHZ, <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/diss/>



## Kontaktflächendruck – bezogene Radlast als Indikator des vorsorgenden Boden(verdichtungs)schutzes

D. Schröder\* u. R. Schneider\*

### 1. Einleitung

Umweltindikatoren gewinnen im vorsorgenden Bodenschutz zunehmende Bedeutung. Sie können Belastungssituationen und maximale Belastbarkeiten beschreiben. Dies gilt auch für den Erhalt oder die Verbesserung der Bodenstruktur. Eine gute Eignung besitzen die Indikatoren aber nur, wenn sie:

- hinreichend wissenschaftlich untermauert sind,
- ohne großen Aufwand preiswert zu erheben sind,
- justizierbar, d.h. leicht und sicher zu kontrollieren sind,
- als Basis für die Honorierung von Umweltleistungen bzw. Sanktionierung von Umweltbelastungen dienen können,
- dem Vorsorgegedanken entsprechen.

### 2. Leitgedanken

Den nachfolgenden Ausführungen liegen einige Leitgedanken zu Grunde.

1. Die Bodenstruktur ist zu erhalten oder zu verbessern (§ 17 BBoSchG) und Bodenverdichtung ist zu vermeiden. Also sind Form und Funktion der Bodenstruktur zu schützen.
2. Es gibt keinen ackerwürdigen Boden, der durch Verdichtung (im Unterboden) verbessert würde.
3. Große Flächen sind schon verdichtet (z.B. Pflugsohlen), da die bisherigen Belastungen zu hoch waren und Funktionen gestört sind.
4. Die Betrachtung des Oberbodens ist sekundär. Er wird durch die Grundsätze der „Guten fachlichen Praxis“ geschützt. Der Bauer sieht, was er tut und wird unmittelbar belehrt (z.B. Mindererträge bei Überbeanspruchung). Im Zentrum der Betrachtungen muss daher der Unterboden stehen.
5. Verdichtungen können zum Teil durch Lockerung oder Selbstheilung behoben werden, nachhaltig aber nur, wenn die künftige Belastung geringer als die bisherige ist.
6. Vorverdichtete Böden, die ihre Funktion nicht mehr voll erfüllen, sind für die Festlegung von maximalen Belastungen ungeeignet.
7. Der jetzige Kenntnisstand muss für die Festlegung von Belastbarkeitsgrenzen zusammengeführt werden, da die Belastungen sonst weiter zunehmen, obwohl sie schon jetzt zu hoch sind.
8. Dies muss in der Ausweisung eines Indikators münden, damit Gesetzesvollzug möglich wird.
9. Zur einfachen Handhabung müssen die Böden zu großen Gruppen zusammengefasst werden.

### 3. Der Indikator „Kontaktflächendruck - bezogene Radlasten“.

Als Indikator für tolerierbare mechanische Belastungen zur Vorsorge gegen Bodenverdichtungen sind „Kontaktflächendruck – bezogene Radlasten“ geeignet. Es müssen allerdings folgende Randbedingungen erfüllt sein:

Es muss eine Minderung des Kontaktflächendrucks mit steigenden Radlasten erfolgen. Mehrfachüberrollungen und dynamische Lasteinträge sind zu berücksichtigen. Bei hohen Lasten sind niedrige Reifeninnendrucke vorzusehen. Es ist eine Orientierung an der „schlimmsten Bodenfeuchtesituation“ etwas unterhalb der Feldkapazität im Unterboden geboten, da häufig ein Bearbeitungs-zwang im Frühjahr und Erntezwang im Herbst besteht.

### 4. Belastbarkeits-Konzepte

Verschiedene Belastbarkeits-Konzepte werden wissenschaftlich diskutiert und können bei der Herleitung von Belastbarkeits- bzw. Belastungsindikatoren Hilfestellung geben.

Das *Konzept der Vorbelastung* (HORN et al. 2001) ermöglicht eine substratspezifische Abschätzung der potenziellen Verdichtungsgefährdung bei verschiedener Bodenfeuchte und Bewirtschaftungsweise. Vorbelastung und Druckfortpflanzung (Kontaktflächendruck und Radlast) werden in Beziehung zueinander gesetzt.

Mit dem *Konzept der SchadverdichtungsGefährdungsklassen (SVGK)* (PETELKAU et al. 1998) erfolgt eine Bewertung der Schadverdichtungsgefährdung in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und dem Substrat auf der Basis der Beziehung zwischen optimalen Lagerungsdichten und Ertrag sowie der Druckfortpflanzung. Empfehlungen für zahlreiche Kombinationen aus Kontaktflächendruck, Radlast und Überrollhäufigkeit werden benannt.

Die Ermittlung von *Druckbelastungsquotienten* (PAUL 2001) erlaubt betriebs-, flächen- und bewirtschaftungs-spezifische Abschätzungen des potenziellen Verdichtungsrisikos in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte aus der Verrechnung gerätetechnischer flächenabhängiger Druckbelastungen.

Die Optimierung *landtechnischer Möglichkeiten* wie Reifeninnendruckverringering, Reifenverbreiterung, Verbesserung der Reifenbauart und – anordnung, Spurtiefenkontrolle etc. (SOMMER et al. 2001) trägt zur Belastungsreduzierung bei.

Die vorgenannten Autoren kommen für Böden geringer bis mittlerer Belastbarkeit in den bedeutendsten Ackerbauregionen Deutschlands bei Feuchtwerten nahe der Feldkapazität zu ähnlichen Einschätzungen der mechanischen Tragfähigkeiten von ca. 100 kPa Vorbelastung und der tolerierbaren Belastungen, die Kontaktflächendrücken zwischen 50 und 100 kPa bei ca. 2 - 4 t Radlast entsprechen dürften. Die große Bedeutung niedriger Reifeninnendrucke und großer Aufstandsflächen bei hohen Radlasten wird von allen hervorgehoben.

Auf diesen Erkenntnissen und eigenen Untersuchungen basierend, werden die in der Tabelle zusammengestellten

\* Universität Trier, Bodenkunde, 54286 Trier



tolerierbaren Belastungen für Böden mittlerer Eigenstabilität bei Bodenfeuchten wenig unterhalb der Feldkapazität vorgeschlagen. Mit steigender Radlast ist eine Vergrößerung der Reifenaufstandsfläche, eine Reduzierung der Kontaktflächendrücke und eine Verringerung der Reifeninnendrücke vorzunehmen. Für Radlasten über 5 t sowie gering und hoch belastbare Böden sind Sonderregelungen zu treffen

einer deutlichen Verringerung der Unterbodenbelastungen.

- Anbaupausen sind durch Zwischenfruchtanbau zu verkürzen.

### 6. Fazit

Die bisher ermittelten Belastbarkeiten beruhen überwiegend auf dem heutigen Zustand der Böden. Da großflächig schon anthropo-, geo- und pedogene Verdichtungen vorliegen (z.B. Pflugsohlen, Fließerden) sind sie i.a. als Maximalwerte anzusehen.

**Tabelle: Vorschläge für Kontaktflächendruck - bezogene Radlasten für Böden mittlerer Tragfähigkeit bei Bodenfeuchten wenig unterhalb der Feldkapazität**

Radlast [t]	Aufstandsfläche [m <sup>2</sup> ]	Kontaktflächendruck [kPa]	Reifeninnendruck [kPa]
< 2	keine Begrenzungen	keine Begrenzungen	keine Begrenzungen
< 3	> 0,30	< 100	keine Begrenzungen
< 4	> 0,50	< 80	< 200
< 5	> 0,70	< 70	< 100
> 5	Sonderregelungen	Sonderregelungen	< 100

### 5. Vorsorgende Maßnahmen

Ergänzend zur Begrenzung von Radlasten und Kontaktflächendrücken gibt es ein Vielzahl weitere Möglichkeiten zur Vorsorge vor Schadverdichtungen.

- Düngen und Spritzen sind nicht mit großen Anbaugeräten zu erledigen, da 100-KW-Schlepper und 3t Heckanbau zu hohe Hinterradlasten verursachen und der Einsatz von Breitreifen in Lichtschächten nicht möglich ist. Anhängergeräte mit leichteren Schleppern sind bei gleicher Schlagkraft und gleichen Kosten vorzuziehen.

- Onland-Pflügen sollte ab 5 Scharen verpflichtend sein.

- Die Schlaglängen sind generell auf 500 m zu begrenzen. Längere Schläge sind durch Graswege zu unterteilen.

- Sekundärbodenbearbeitung muss nach den Prinzipien der guten fachlichen Praxis erfolgen.

- Auch Miststreuer, Güllewagen und Mähdrescher sind nach den Vorschlägen der Tabelle auszustatten. Gülle sollte künftig überwiegend mit Schleppschlauch- oder Drillsystemen über Trommelrollen zugeführt werden. Großmähdrescher sind mit Zwillingsrädern oder Niederdruckrädern nachzurüsten.

- Die Füllmenge von Korntanks und Rübenrodern ist auf 500 m Schlaglänge zu begrenzen (~ 6 t), dann sind Radlasten bei heutigem Stand der Technik einzuhalten.

- Transporthänger ohne Breitreifen sind auf dem Feld nur halb zu befüllen und am Vorgewende aufzufüllen.

- Reduzierung der wendenden Bodenbearbeitung führt zu einer Erhöhung der Tragfähigkeit und

Bodenfunktionen und -gefüge sind beeinträchtigt (Plattengefüge, Kompaktion). Sollen sich Böden regenerieren und nicht weiterhin überbelastet werden, sind akzeptable Grenzwerte festzulegen (vgl. Tabelle). Für Standorte, die weniger tragfähig als die genannten sind, müssen weitere Schutzmaßnahmen getroffen werden. Für höher belastbare Böden und für Trockengebiete außerhalb Deutschlands könnten die Grenzen etwas weiter gesteckt werden. Ansonsten sollten sie EU-weit gelten und bei Verstößen mit Abzug von EU-Prämien sanktioniert werden. Da die Vorschläge Wettbewerbsgleichheit sichern, sind sie keine Belastung, sondern Schutzmaßnahmen – auch für die Bauern.

### Literatur

**HORN, R., SIMOTA, C., FLEIGE, H., DEXTER, A., RAJKAI, K. (2001):** Möglichkeit zur Prognose der mechanischen Belastbarkeit von Ackerböden.- Wasser und Boden, 53/9, 9-12 // **PAUL, R. (2001):** Ein Beratungsbeispiel für den Ansatz „Druckbelastungsquotient“ (Thüringen).- In: SOMMER, C., BRAND-HUBER, R., BRUNOTTE, J., BUCHER, W., Vorsorge gegen Bodenverdichtung.- In: Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenverdichtungen und Bodenerosion.- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ; ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.), 14-41, Berlin // **PETELKAU, H., SEIDEL, K., FRIELINGHAUS, M. (1998):** Ermittlung des Verdichtungswiderstandes von Böden des Landes Brandenburg und Bewertung von Landmaschinen und landwirtschaftlichen Anbauverfahren hinsichtlich der Beeinträchtigung von Bodenfunktionen durch die Verursachung von schwer regenerierbaren Schadverdichtungen.- Bericht Institut für Bodenlandschaftsforschung, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V // **SOMMER, C., BRANDHUBER, R., BRUNOTTE, J., BUCHER, W. (2001):** Vorsorge gegen Bodenverdichtung.- In: Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenverdichtungen und Bodenerosion.- BUNDESMINISTERIUM FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ; ER-NÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.), 14-41, Berlin

## Bodenhydraulisches Ungleichgewicht bei aufwärtsgerichteter Wasserinfiltration

Jirka Simunek<sup>1)</sup> und Ole Wendroth<sup>2)</sup>

### Einleitung

Hydraulische Kennfunktionen eines Bodens hängen von einer Vielzahl von Faktoren ab. Nach wie vor steht die experimentelle Bestimmung hydraulischer Kennfunktionen im Mittelpunkt bodenphysikalischer Forschung. In zunehmendem Maße werden diese Funktionen mit instationären Methoden ermittelt. Dazu gehören sogenannte inflow und outflow-Verfahren. Mit steigender Leistungsfähigkeit von Computern werden diese Experimente häufig mit Algorithmen ausgewertet, bei denen Funktionsparameter invers optimiert werden. Bei derartigen Verfahren werden experimentelle Anfangs- und Randbedingungen sowie experimentell ermittelte Zeitreihen ausgewählter Variabler mit einem numerischen Modell kombiniert. Ein Parametersatz, mit dem die hydraulischen Kennfunktionen zu beschreiben sind wird dann schrittweise bestimmt. Derartige Verfahren wurden z.B. auf Ausflussexperimente (Eching und Hopmans, 1993), auf basale flussgesteuerte Infiltrationsexperimente (Hudson et al., 1996) sowie auf Evaporationsexperimente (Simunek et al., 1998) angewandt. Ziel der vorliegenden Untersuchung war, mit Hilfe potentialgesteuerter basaler Infiltrationsexperimente sowie anschließender Evaporationsexperimente hydraulische Kennfunktionen zu bestimmen. Darüberhinaus sollten Ungleichgewichtsprozesse die sich nach Abbruch der Infiltrationsexperimente ergaben, mit einem Ansatz beschrieben werden, bei dem die Wasserumverteilung zwischen Porensystemen unterschiedlicher Hierarchie berücksichtigt wird.

### Methoden

- Ungestörte Stechzylinderbodenprobe, 0.10 m hoch, 0.10 m i.D. aus Ap-Horizont eines sandigen Lehmes, Lietzen, Brandenburg,
- Lagerungsdichte:  $1.65 \text{ g cm}^{-3}$

- Sand 62%, Schluff 32 %, Ton 6%.
- 5 Tensiometer, horizontal in 1, 3, 5, 7 und 9 cm Tiefe installiert.
- Infiltration: Bodenprobe auf poröser Membran, Unterdruck-Randbedingung in 3 Läufen:  $h_0 = -0.10, -0.01, -0.01 \text{ m}$ . Gleichgewichtseinstellung nach Infiltration. Evaporationsexperiment nach Wind (1968)

### Theorie

Dual-Permeability Model (Gerke und van Genuchten, 1993):

$$\frac{\partial \theta_f}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_f \frac{\partial h_f}{\partial z} + K_f \right) - S_f - \frac{\Gamma_w}{w_m}$$

$$\frac{\partial \theta_m}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K_m \frac{\partial h_m}{\partial z} + K_m \right) - S_m + \frac{\Gamma_w}{1 - w_m}$$

$$\Gamma_w = \alpha_w (h_m - h_{im})$$

$\Gamma_w$  - Wassertransferrate von Inter- in Intraaggregatporen [ $\text{T}^{-1}$ ]

$w_m$  - Verhältnis Interaggregat- (fracture) zu Gesamtwassergehalt,  $\theta_f / \theta$

$\theta_m$  - Matrixwassergehalt

$\alpha_w$  - Massentransferkoeffizient erster Ordnung [ $\text{T}^{-1}$ ]

$S_f, S_m$  - effektive Sättigungen der Interaggregat- und Matrixporenanteile [-]

### Ergebnisse

Verläufe des Matrixpotentials und der Wasseraufnahme bei verschiedenen Experimenten und gegebener unterer Randbedingung sind in Abbildung 1 dargestellt. Die zugrundeliegenden Experimente wurden an der 0.10-m langen Bodensäule durchgeführt. Vom basalen Ende der Bodensäule infiltrierte Wasser aufwärtsgerichtet bei kontrolliertem Unterdruck entsprechend  $-0.10 \text{ m}$ , bzw.  $-0.01 \text{ m}$  Wassersäule. Nach Beendigung des Infiltrationsvorganges wurde die Bodenprobe an ihrem oberen Ende der Verdunstung ausgesetzt. Während der Wasseraufnahme im Infiltrationsexperiment bzw. der Wasserabgabe im Evaporationsexperiment wurde das Matrixpotential in fünf Tiefen in der Bodensäule gemessen. Außerdem wurde zu bestimmten Zeitpunkten der Gesamtwassergehalt der Bodensäule bestimmt. Die hydraulischen Kennfunktionen wurden mit inverser Optimierung geschätzt. Die im Evaporationsexperiment bestimmten Kennfunktionen verliefen für verschiedene Läufe relativ ähnlich. Dies war nicht der Fall für die aus aufwärtsgerichteter Infiltration ermittelten hydraulischen Funktionen. Zwei Besonderheiten zeigten sich bei den Infiltrationsexperimenten:

1) George E. Brown, Jr., Salinity Laboratory, Riverside, 92507 CA, USA. 2) Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg.

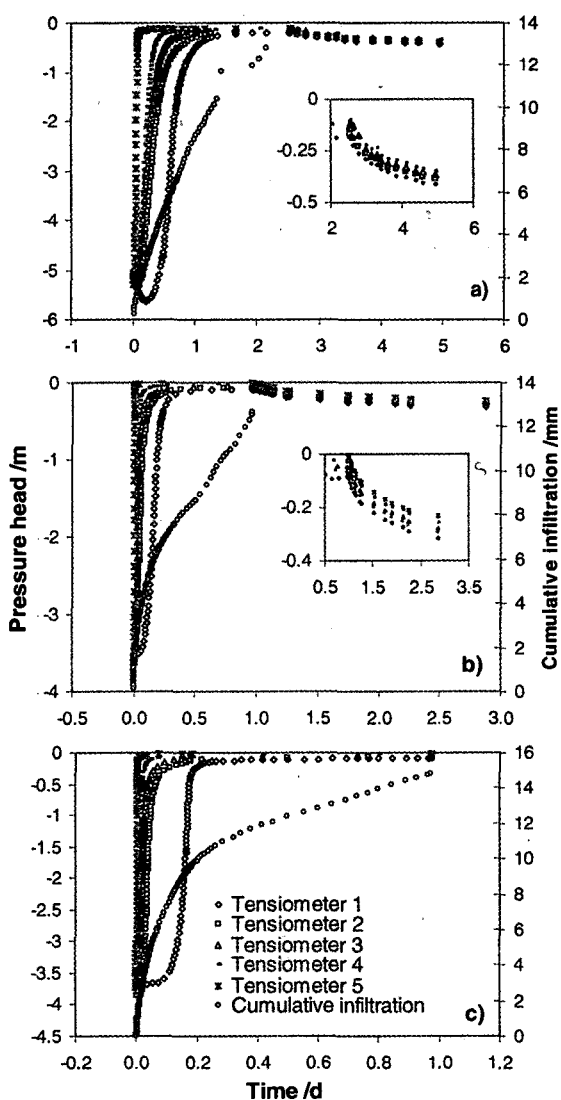


Abb. 1: Gemessene Matrixpotentialverläufe und kumulative Infiltrationsrate für drei Infiltrationsexperimente (I, II, III), die bei einer unteren Randbedingung von  $h_0 = -0.10$  (a),  $-0.01$  (b), und  $-0.01$  (c) m durchgeführt wurden.

a) fortgesetzte Wasseraufnahme der Bodenprobe, obwohl die Tensiometer ein Erreichen des hydraulischen Gleichgewichtes anzeigten, b) eine unerwartete Abnahme des Matrixpotentials nach Beendigung des Infiltrationsexperimentes. Diese Phänomene werden als Wasserumverteilung innerhalb der Bodenprobe aus relativ groben in relativ feine Poren interpretiert. Mit einem Austauschterm zwischen Inter- und Intraaggregatporen nach Gerke und van Genuchten (1993) wurden das Wasserinfiltrationsexperiment und die Wasserumverteilung nach Abbruch der Wasserinfiltration beschrieben (Abb. 2).

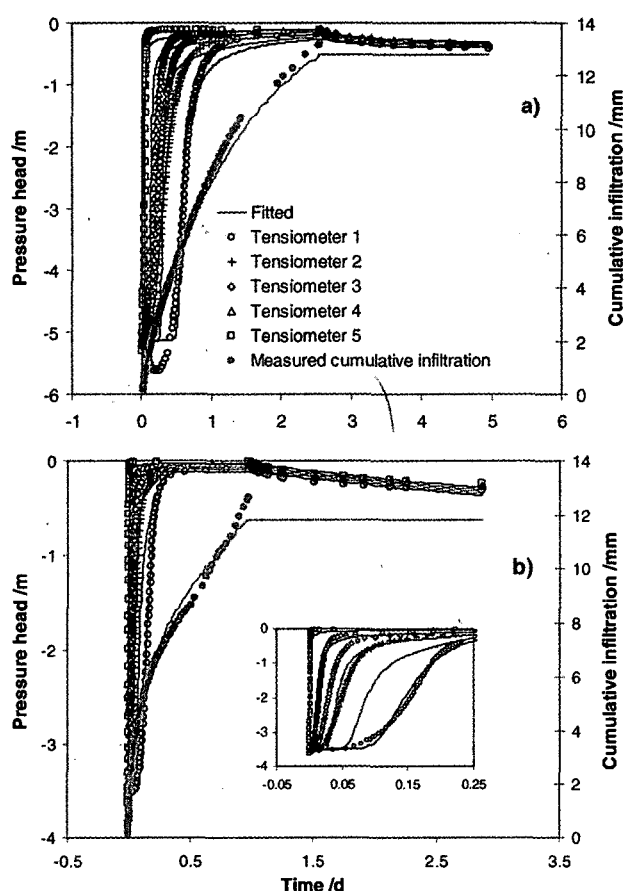


Abb. 2: Gemessene und berechnete Matrixpotentialwerte und kumulative Infiltrationsraten für aufwärtsgerichtete Infiltration bei  $h_0 = -0.10$  (a) und  $-0.01$  m (b). Die Optimierung basiert auf der Annahme des Ungleichgewichts-Wasserflusses.

### Literatur:

- Eching, S.O. and J.W. Hopmans. 1993. Optimization of hydraulic functions from transient outflow and soil water pressure data. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1167-1175.
- Gerke, H.H. and M.Th. van Genuchten. 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.* 29:305-319.
- Hudson, D.B., P.J. Wierenga, and R.G. Hills. 1996. Unsaturated hydraulic properties from upward flow into soil cores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:388-396.
- Simunek, J., O. Wendroth, and M.Th. Van Genuchten. 1998. Parameter estimation analysis of the evaporation method for determining soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:894-905.
- Simunek, J., O. Wendroth, N. Wypler and M.Th. van Genuchten. 2001. Non-equilibrium water flow characterized by means of upward infiltration experiments. *Europ. J. Soil Sci.* 52:13-24.
- Wind, G.P. 1968. Capillary conductivity data estimated by a simple method. p 181-191. In P.E. Rijtema and H. Wassink (ed.) *Water in the unsaturated Zone. Proc. Wageningen Symp. June 1966. Vol.1, IASAH, Gentbrugge.*

# Einfluss der saugspannungsbedingten Bodendeformation auf den Wasserhaushalt

Claus Florian Stange<sup>1</sup>, Rainer Horn<sup>1</sup>

## Einleitung

Der Bestimmung der Retentionskurven und ihrer mathematischen Beschreibung, z. B. mit der häufig verwendeten Funktion nach van Genuchten (1980), liegt die Annahme eines starren Porensystems zugrunde. Da die Saugspannung nicht nur als hydraulische Zustandsgröße fungiert, sondern auch eine mechanische Zustandsgröße darstellt, ergibt sich aus ihrer Änderung immer auch eine Änderung des mechanischen Systemzustands und damit eine Deformation (Abb. 1).

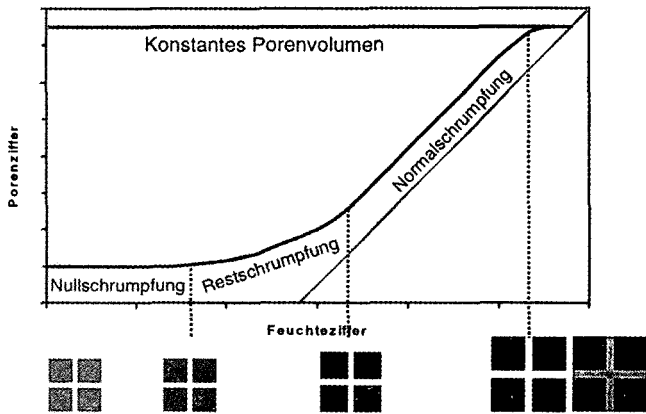


Abb. 1: Schematische Darstellung der Schrumpfung im Boden. Die Schrumpfung kann in die drei Phasen Normal-, Rest- und Nullschrumpfung eingeteilt werden.

Für sandige Substrate wird diese i. a. als vernachlässigbar angesehen, mit zunehmendem Gehalt an quellfähigen Bestandteilen (z. B. Tonminerale oder organische Substanz) gewinnen diese hydraulisch induzierten Volumenänderungen jedoch an Bedeutung, so dass bereits durch den Be- oder Entwässerungsprozess selbst die Konstanz der Porendichte- und damit die Voraussetzung herkömmlicher Formulierungen der Wasserretentionsfunktion nicht gegeben ist.

## Material und Methoden

Daher wurde in den hier vorgestellten Versuchen das übliche Verfahren zur Bestimmung der Retentionskurven durch die Volumenbestimmung der Bodenproben erweitert, so dass für jeden Entwässerungsschritt der direkt gemessenen gravimetrischen Wassergehalten  $\theta_g$  zu dem gesuchten volumetrischen Wassergehalten  $\theta$  umgerechnet werden konnte. Um Bodenproben mit unterschiedlichen Ausgangsporenziffern (Referenzporenziffern) zu bekommen, wurden die Proben mit der bei Baumgartl et al. [1999] vorgestellten Apparatur verdichtet. Es wurde angestrebt, ein möglichst breites Spektrum verschiedener Porenziffern zu realisieren, wobei die maximale Verdichtung durch die erreichbare Kompressionsspannung, und die minimale Verdichtung durch die Probenstabilität limitiert war.

Der Einfluss der saugspannungsbedingten Deformation wurde an drei Bödentypen: Braunerde-Tschernosem (Halle), Pseudogley-Tschernosem (Hildesheimer Börde) und Haflnässemarsch (Speicherkoog) untersucht. In Tab. 1 sind bodenphysikalische und -chemische Parameter angegeben.

## Ergebnisse

Abb. 1 zeigt die Verläufe der Schrumpfung des Ap Materials der Pseudogley-Tschernosem, die sehr gut die theoretische Vorstellung von Normal- und Restschrumpungsverhalten belegen. Das Schrumpfungsverhalten ist für alle Dichtestufen sehr ähnlich, wobei die lockersten Proben zwar die stärkste Schrumpfung durch Austrocknung aufweisen, aber nach einmaliger Austrocknung noch nicht die Bodendichte der zuvor stärker mechanisch verdichteten Bodenproben erreichen.

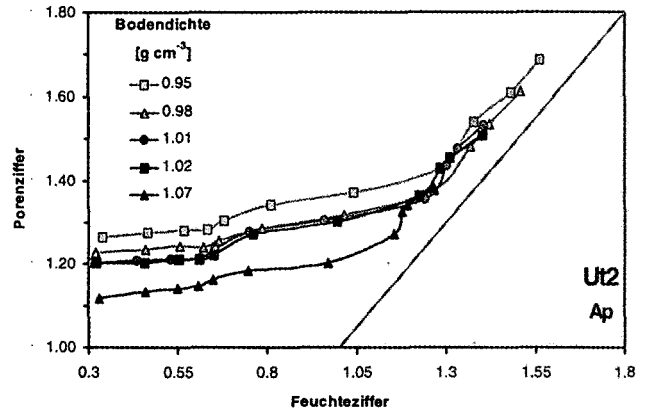


Abb. 2: Verlauf der Schrumpfung im Pflughorizont des Pseudogley-Tschernosems, dargestellt als Feuchtezahl-Porenziffer-Diagramm.

Das Ausmaß der Schrumpfung, dargestellt als Differenz der Porenziffer bei Sättigung (Referenzporenziffer) und der Porenziffer bei pF 4.2 (Versuchsende) wird in Abb. 3 dargestellt.

Tab.1: Bodeneigenschaften der untersuchten Böden.

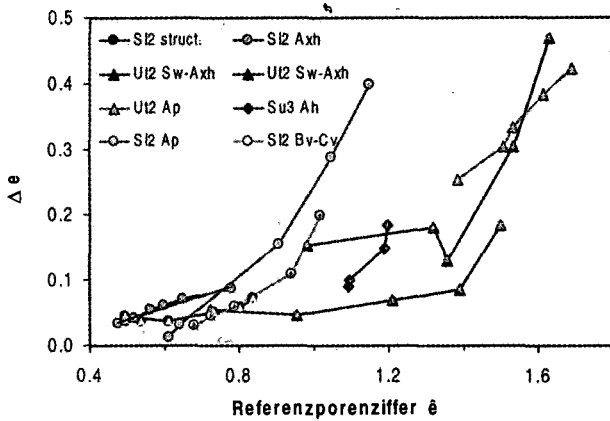
	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	C <sub>org</sub> [%]	N <sub>t</sub> [‰]	pH-Wert
Pseudogley-Tschernosem						
A <sub>p</sub> (0-30 cm)	2.9	78.8	18.3	1.4	1.75	7.6
S <sub>w</sub> -A <sub>xh</sub> (30-50 cm)	2.1	78.6	19.2	1.1	1.4	7.9
Haflnässemarsch						
A <sub>h</sub> (0- 10 cm)	63.0	33.4	3.6	1.15	0.81	7.5
Braunerde-Tschernosem						
A <sub>p</sub> (0- 25 cm)	74.5	19.5	6	1.08	0.64	5.7
A <sub>pp</sub> *(25- 30 cm)	71.5	20.5	8	0.7	0.53	5.7
A <sub>xh</sub> (30- 48 cm)	71.5	20.5	8	0.45	0.48	5.9
B <sub>v</sub> -A <sub>xh</sub> (48- 70 cm)	73	20	7	0.33	0.35	6.0
B <sub>v</sub> -C <sub>v</sub> (>70 cm)	75	19	6	0.17	0.22	6.1

Pflugschle

Man erkennt, dass die absolute Schrumpfung mit steigender Referenzporenziffer, also geringerer Lagerungsdichte zu Versuchbeginn, zunimmt. Darüber hinaus wird deutlich, dass die Schrumpfung auch bei sandigen und schluffigen Substraten Dimensionen annehmen kann, die

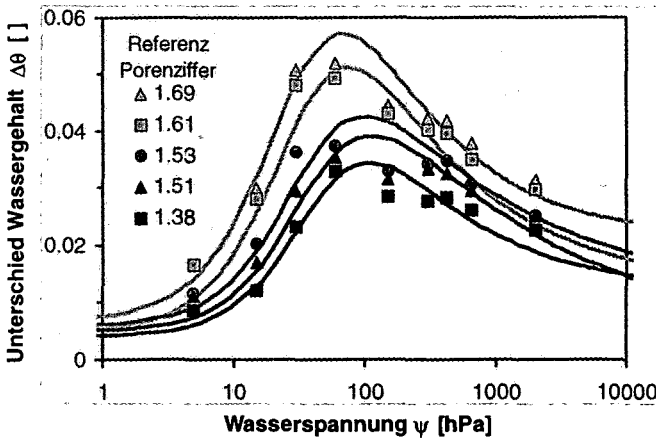
<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian Albrechts Universität zu Kiel, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel

bei der Bestimmung der hydraulischen Materialfunktionen nicht vernachlässigt werden dürfen.



**Abb. 3: Abhängigkeit der hydraulischen Verdichtung (Änderung der Porenziffer, Δe) von der Bodenart und der Vorverdichtung (Referenzporenziffer).**

Mit Ausnahme der Versuchsreihe des trocken eingebauten A<sub>xh</sub>-Horizonts der Pseudogley-Tschernosem konnte für alle Versuchsreihen ein streng linearer Zusammenhang zwischen der durch die Vorverdichtung erreichten Referenzporenziffer ê und der Volumenabnahme ermittelt werden (Abb. 3). Die Steigung und der Achsenabschnitt hängen stark von dem verwendeten Boden ab, weitere Versuche werden zeigen müssen, ob dies mit der Textur und/oder dem C<sub>org</sub>-Gehalt des Bodens zu korrelieren ist.



**Abb. 4: Differenz in dem vol. Wassergehalt mit und ohne Berücksichtigung der Schrumpfung.** Als Punkte sind die Differenzen der Messwerte, als Linien die der angepassten Retentionskurven nach van Genuchten für fünf Bodendichten des Ap- der Pseudogley-Tschernosem dargestellt.

Die Bedeutung der Schrumpfung für den Verlauf der Retentionskurve und deren Anpassung nach van Genuchten zeigt Abb. 4. Dargestellt sind die Differenzen der gemessenen Wassergehalte mit und ohne Berücksichtigung der Schrumpfung, sowie die Differenzen der Anpassungskurven nach van Genuchten. Erwähnenswert ist, dass der Fehler besonders im Bereich der Feldkapazität groß ist..

Zur Lösung des Problems der sich ändernden Porenziffer bei Entwässerung wurde an die Daten ein Modell, dass von Stange und Horn (2003) vorgeschlagen wurde, angepasst. Das Modell ist eine Erweiterung des allgemein bekannten Modells von van Genuchten, bei dem

die in dem herkömmlichen Modell benutzten Konstanten θ<sub>s</sub>, θ<sub>r</sub> und α als Funktionen von e definiert werden:

$$\theta(\psi, e) = \frac{(\theta_s(e) - \theta_r(e))}{[1 + (\alpha(e) * |\psi|)^{n(e)}]^{1-1/n(e)}} + \theta_r(e)$$

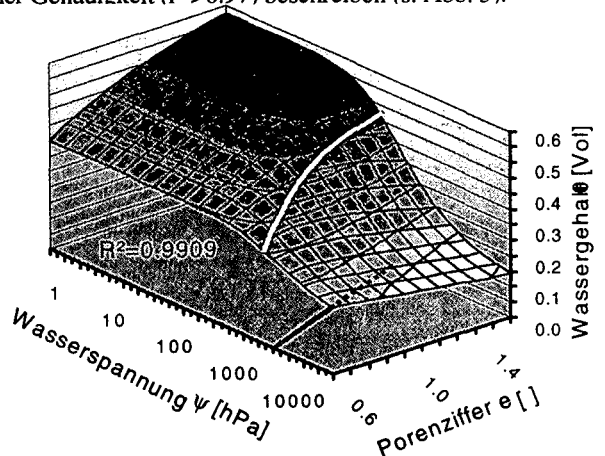
$$\theta_s(e) = P1 * e / (1 + e)$$

$$\theta_r(e) = P2 / (1 + e)$$

$$\alpha(e) = 10^{(P3 + P4 * e)}$$

$$n(e) = P5$$

Das Modell besitzt fünf Anpassungsparameter (P1-P5) und kann die gemessenen Daten der drei Standorte mit hoher Genauigkeit (r<sup>2</sup> > 0.97) beschreiben (s. Abb. 5).



**Abb. 5: Multiple θ(ψ,e) Anpassung durch das Modell am Beispiel des Ap des Pseudogley-Tschernosems.** Zusätzlich dargestellt ist der Verlauf von 1/α (Luft Eintrittspunkt und deren Projektion auf die xy-Ebene).

### Fazit

Es konnte gezeigt werden, dass durch die Vernachlässigung der Schrumpfung bei der Bestimmung der van Genuchten-Parameter auch bei sandigem und schluffigem Material systematische Fehler gemacht werden.

Das einheitliche Verhalten der untersuchten Böden ermöglicht eine allgemeine Modellbildung zur Beschreibung der hydraulischen Materialfunktionen. Durch dieses Modell kann die Anzahl der zu schätzenden Parameter für Böden mit unterschiedlichen Verdichtungsstufen deutlich verringert werden, da nicht jede Verdichtungsstufe des Bodens für sich eigens parametrisiert werden muss (5 statt 20 Parameter bei 5 Stufen (4 pro Druckstufe)). Das entwickelte Modell ist für die Weiterentwicklung von gekoppelten hydraulisch mechanischen Modellen, wie z.B. FEMLOAD (Richards, 1997) von großer Bedeutung.

### Literatur

- Baumgartl T, Onasch I, Rogasik H, 1999: Homogenität künstlich hergestellter Bodenproben - Vergleich bodenphysikalischer Kenngrößen mit CT-Analysen. DBG, 91(1): 132-135.
- Richards BG, 1997: Modelling coupled processes in structured unsaturated soils-Theory and example, NSAT'97- 3<sup>rd</sup> Brazilian Symposium on Unsaturated Soils. Rio de Janeiro, Brazil, April 22-25, 16 p.
- Richards, L.A. 1931. Capillary conduction of liquids through porous medium. Physics 1: 318-333.
- Stange F, Horn R, 2003. Relationship between hydraulic parameters and void ratio values in soils, Vadose Zone Journal, submitted.
- Van Genuchten, M.T.. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

## Varianzen von Wasserbewegung und damit verbundenem Stofftransport im ungesättigten Bodenbereich in Abhängigkeit der Bodenfeuchte

Elisabeth Tressel\*, Andreas Krein\*\* & Christof Kneisel\*\*\*

### Einleitung und Zielsetzung

Der Kenntnisstand über das Abflussverhalten der Böden und dem damit verbundenen Transport gelöster Wasserinhaltsstoffe ist derzeit noch überaus gering. Gründe hierfür liegen in der noch immer unzureichenden Verfügbarkeit räumlich hochaufgelöster Gelände- und Labordaten, so dass der Heterogenität der Bodeneigenschaften kaum Rechnung getragen wird. Auf der Basis unterschiedlicher Arbeitsansätze wird der Einfluss bodenphysikalischer Eigenschaften auf den Wasser- und Stofftransport auf ausgewählten Intensivmessfeldern untersucht. Gegenstand und Ziel dieses langfristig angelegten Monitoring-Projektes ist die Erfassung und Analyse wichtiger Einfluss- und Steuergrößen für die Abflussbildung in ausgewählten Einzugsgebieten unter natürlichen Witterungsbedingungen. Die Einbeziehung der Analyse chemischer Wasserinhaltsstoffe, insbesondere die Frage nach deren Herkunft dient dazu, zeitliche Zusammenhänge zwischen Niederschlag und Abflussgang aufzuzeigen.

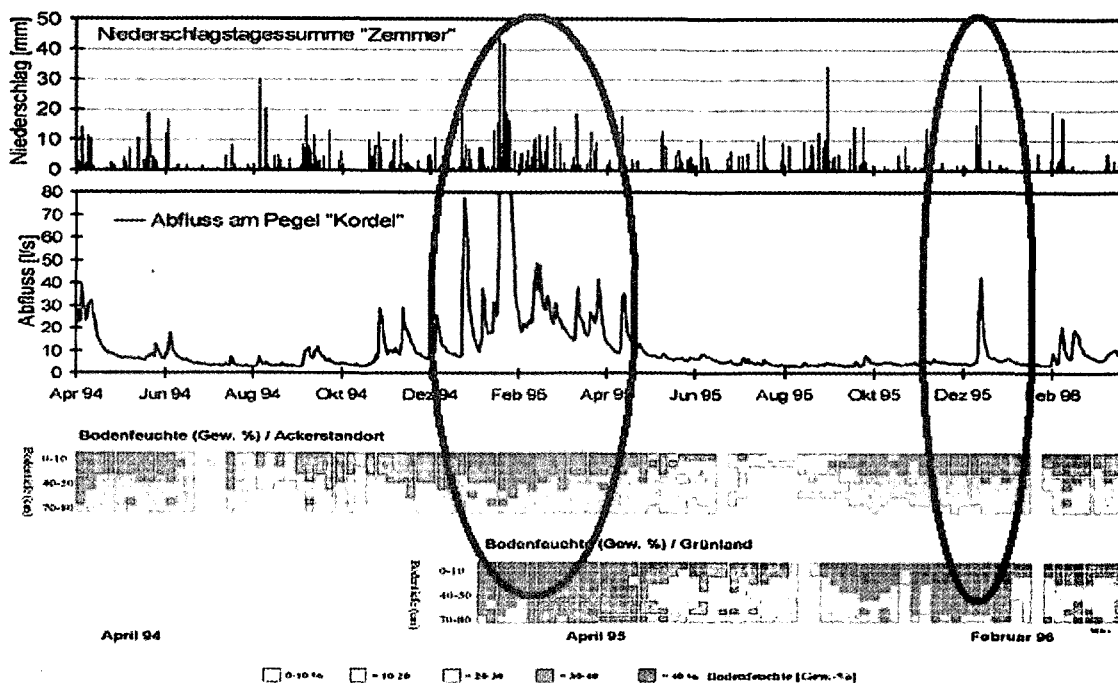
### Methodik

Seit 1994 werden meteorologische, bodenhydrologische und pedologische Messungen auf Intensivmessfeldern mit den Nutzungsvarianten Acker, Grünland und Wald durchgeführt. Für ein Kleineinzugsgebiet wurde ein zeitlich hochauflösendes Messnetz zur Charakterisierung der Abflussbildung und -dynamik aufgebaut. Varianzsteuernde Größen wie Dauer, Summen und Intensität der Niederschläge sowie der Stofftransport in Abhängigkeit der Bodenfeuchte.

Als integrativer Monitoring-Ansatz wird ergänzend zum bestehenden Bodenfeuchte-Monitoring (gravimetrisch) mit Hilfe zweidimensionaler Widerstands-Tomographie ein geoelektrisches Widerstands-Monitoring initialisiert, welches die Bestimmung der horizontalen und vertikalen Variabilität und Dynamik der Bodenfeuchte ermöglichen soll.

### Ergebnisse und Diskussion

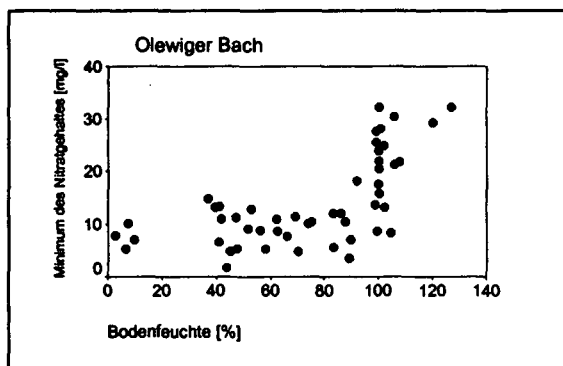
Die Graphik zum Jahresverlauf von Niederschlag, Abfluss und Bodenfeuchte belegt das komplexe Zusammenwirken



zwischen diesen drei Komponenten des Wasserhaushaltes:

- die zeitliche und mengenmäßige Verteilung der Niederschläge korrelieren mit dem Abflussgang
- die winterlichen Extremabflüsse Mitte/Ende Januar 1995 sind die Folge der Witterungskonstellation zweier unmittelbar aufeinanderfolgender Niederschlagsperioden (starke Regenfälle, verbunden mit einsetzender Schneeschmelze)
- ungünstige Infiltrationsbedingungen durch gefrorenen Boden bedingen im Februar 1996 hohe Wassergehalte in den oberen Bodenschichten und einen Anstieg des Abflusses
- die im Vergleich zum Ackerstandort höhere Bodenfeuchte beim Grünlandstandort (Tiefenabschnitt 0-20 cm) erklärt sich durch den Wurzelfilz (Schwammwirkung).
- die hierdurch bedingte schnelle Wassersättigung kann bei ungünstigen Witterungskonstellationen wesentlich zur Erhöhung des Abflusses aus der Fläche beitragen.

Nachfolgende Abbildung zeigt die Abhängigkeit des jeweils geringsten Nitratgehaltes von der Bodenfeuchte.



Solange die maximale Sättigung des Bodens nicht erreicht ist, wird Nitrat im Gewässer stark verdünnt. Aufgrund der schnellen Bodenpassage durch die Makroporen kann der infiltrierende Niederschlag nur wenig Nährstoff lösen. Entsprechend gering sind die gemessenen Konzentrationen im Vorfluter. Ab 100 % Sättigung steigt der Anteil älteren Wassers

an den Hochwasserwellen. Der infiltrierende Regen reichert sich während des langsameren Transports durch die Bodenpassage mit dem Nährstoff an. Gleichzeitig führt das vom Niederschlag in den Vorfluter gedrückte ältere Bodenwasser zu einem Konzentrationsanstieg auf 10-30 mg/l.

### Schlussfolgerung und Ausblick

Die bisherigen Ergebnisse der Analyse der Zusammenhänge zwischen Bodenfeuchtedynamik, Niederschlagsereignissen und Abfluss in Abhängigkeit von der Landnutzungsart und den Bodeneigenschaften tragen zum Verständnis der Ursachen für die Auslösung schneller Abflussbildung auf der Fläche bei. Über die Bodenfeuchte werden Art und Menge der Wasserinhaltsstoffe (insbesondere gelöstes Nitrat und Eisen) gesteuert, die sich mit dem Anstieg der Bodenfeuchte verstärkt nachweisen lassen. Durch die geplante Einrichtung von Testflächen mit Anschluss an einen Bachabschnitt mit Pegelmessung soll zukünftig die Bodenfeuchtedynamik und der Abflussgang unter natürlichen Witterungsbedingungen zeitlich erfasst und beschrieben werden. Über zweidimensionale Widerstandstomographie kombiniert mit Beregnungsversuchen wird versucht, die Fließwege des Bodenwassers in Abhängigkeit der Substratcharakteristik sowie der Topographie (bedeutende Reglerfunktion des Reliefs) insbesondere im kritischen Übergangsbereich Hang/Bachau festzustellen, um hierüber das Verständnis des Abflussbildungsprozesses aus der Fläche zu verbessern.

\*Dr. Elisabeth Tressel - Physische Geographie, Universität Trier, e-mail: tressel@uni-trier.de

\*\*Dr. Andreas Krein - Hydrologie, Universität Trier, e-mail: krein@uni-trier.de

\*\*\*Dr. Christof Kneisel - Physische Geographie, Universität Würzburg, e-mail: kneisel@mail.uni-wuerzburg.de

## Gefügedynamik beim Gas-Sparging:

### Transportexperimente Wasser-Gas unter triaxialer mechanischer Einspannung

L. Weber, R. Giese, S. Beidatsch

#### Motivation / Forschungsgegenstand

Aktuell in Entwicklung und Testung befindliche in-situ Sanierungsverfahren für kontaminierte Grundwasserleiter wie das Gas-Sparging oder die Reaktiven Gaswände zielen auf den Eintrag von Gasen in die Grundwasserzone ab (LUCKNER, 2001). Gegenstand derzeitiger Untersuchungen ist die Matrix- und Gradientenabhängigkeit der Gastransport- und -immobilisierungsprozesse in porösen Medien (WEBER et al., 2001).

In Säulanlagen wurden im Technikumsmaßstab unter in-situ-nahen Bedingungen systematische Experimente zur Mehrphasendynamik beim Gas-Sparging in wassergesättigten Sedimenten realisiert. Erste Experimente fanden mit technisch dicht gepackten, mechanisch uneingespannten Sedimenten statt. Dabei wurden besonders bei Feinsanden lokale Auflockerungen des Sedimentes beobachtet. Die Gasinjektionsdrücke lagen mit  $p_{G-IN} \approx 6 \dots 12$  mbar deutlich unter dem aus der Retentionsfunktion ermittelten Lufttrittsdruck von  $p \approx 30$  mbar. Dies führte zu der Hypothese der lokalen Sedimentumlagerung (Freidrücken größerer Poren) im Bereich des Gaseintragspunktes aufgrund unzureichender Fixierung des Sediments. Bestärkt wurde diese Hypothese durch Arbeiten zum Gas-Sparging von LAZIK et al., 2002; FRY et al., 1997; Ji et al., 1993 u.a.. Durch Untersuchung des Gas-Spargins in fixierten Kornlagerungen bei triaxialer mechanischer Einspannung sollte dieses Phänomen geklärt werden. Erste experimentelle Befunde dazu werden nachfolgend vorgestellt.

#### Modellkonzept zur lokalen Kornumlagerung

##### (1) Ansatz aus der Gerinne-Hydraulik

Zur Entwicklung einer ersten Modellvorstellung zur lokalen Kornumlagerung bei Gas-Sparging diente ein Ansatz aus der Gerinne-Hydraulik zur Beschreibung des Bewegungsbeginns von Sedimenten auf Gewässersohlen (LUCKNER, 2002). Hierbei wird eine Momentenbilanz am kugelförmigen Einzelkorn um einen Kippunkt aufgestellt (Abb. 1). Berücksichtigt werden die Druckkraft  $FD$ , die Liftkraft  $FL$  als die Bewegung verursachenden Kräfte (Einwirkungen) sowie die Gewichtskraft unter Auftrieb  $G'$  als Widerstand des Kornes gegen den Bewegungsbeginn. Diese Kräfte sind von der Anströmgeschwindigkeit  $u_{yD}$ , der Dichte des Fluids  $\rho$ , den Korneigenschaften ( $d, \rho_s$ ), der Form des Kornes und der Lage bezüglich benachbarter Körner (Exponierung  $E$  mit  $0 < E < 1$ ; Hebelarme  $a, b$ ; Ruhelagewinkel  $\phi$ ) abhängig.

Die für den Bewegungsbeginn von Sedimenten verantwortlichen „kurzzeitig“ effektiv wirksamen Belastungsspitzen werden durch turbulenzbedingte Geschwindigkeitsschwankungen am Korn berücksichtigt.

##### Druckkraft:

$$FD = c_{D,Kugel} \cdot \left( \frac{\rho}{2} \cdot u_{yD}^2 \right) \cdot \frac{\pi}{4} d^2 \cdot E$$

##### Liftkraft:

$$FL = c_{L,Kugel} \cdot \left( \frac{\rho}{2} \cdot u_{yD}^2 \right) \cdot \frac{\pi}{4} d^2$$

##### Gewichtskraft (unter Auftrieb):

$$G' = (\rho_s - \rho) \cdot g \cdot \frac{\pi}{6} d^3$$

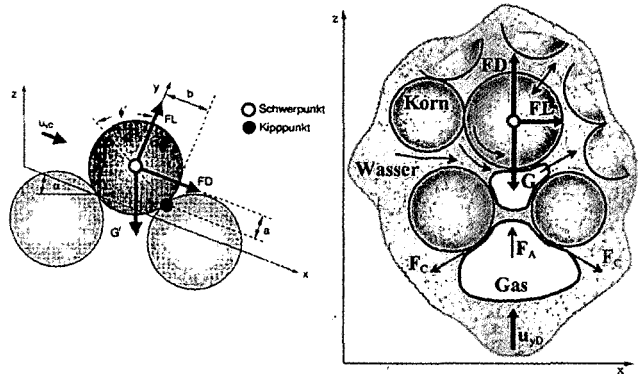


Abb. 1: Kräfte am Einzelkorn

Abb. 2: Modellvorstellung zur Kombewegung bei Gas-Sparging

##### (2) Übertragung auf Korngefüge im Grundwasserleiter

Dieser bekannte Kräfteansatz wurde den Gas-Sparging-Experimenten bei vertikal-aufwärts gerichteter Wasserströmung angepasst. Hier wirken Druckkraft und Gewichtskraft in z-Richtung. Die Liftkraft wirkt als Normalkraft zur Strömungsrichtung in x-Richtung und besitzt keine Komponente in z-Richtung (Abb. 2). Im Sediment ermöglichen fehlende Korn-Korn-Kontaktstellen die Bewegung von Körnern (Rotation, Umlagerung) bei Einwirkungen.

Eine erste Abschätzung der Kräfte an einer Kugel mit freier Anströmung (keine Auflast, keine Kohäsion, freie Anströmfläche, laminares Strömen) führte zum direkten Vergleich der Gewichtskraft und der Druckkräfte. Es zeigte sich, dass die Gewichtskraft bei den im Versuch realisierten Wasserflüssen dominiert und nur durch das erhebliche Einwirken von turbulenten Fluidströmungen überwunden werden kann. Turbulente Strömung kann durch lokal beschleunigte Fluidströmung bei spontaner Gasblasenbewegung durch Porenengstellen (Snap-Effekt) entstehen.

Erschwert wird die Prozessbeschreibung im Gefüge durch die Ungewissheit sowohl über die Freiheitsgrade am Einzelkorn (fehlende Kontaktstellen) in Abhängigkeit von der Totspannung und des Porenwasserdrucks als auch über die Wirkungsrichtung und den Betrag der Liftkraft bei lokal beschleunigter Fluidströmung.

#### Experimentelles Setup

##### Aufbau

Für die experimentellen Arbeiten wurde die Durchlässigkeitsprüfzelle nach DIN 18130 in den Technikumsmaßstab überführt und durch Elemente für den Gaseintrag modifiziert. Als Hülle für das Feststoffmaterial diente eine Neoprene-Manschette, die im Inneren hydrophil beschichtet war. Die Zufuhr von Wasser und Gas in das Sediment erfolgte an der Bodenplatte über poröse Glasfritten ( $d_{Pore} = 100 \dots 160 \mu m$ ). Die Gasinjektions- bzw. Wasservo-



lumenströme wurden über eine Peristaltikpumpe vorgegeben. Die Erfassung der Drücke in den strömenden Fluiden erfolgte an den jeweiligen Eintragungspunkten und die Ermittlung des immobilisierten Gasvolumens durch Bilanzierung der gravimetrisch erfassten Wasservolumina am Zu- und Ablauf der Säule.

### Randbedingungen

Die Versuche fanden unter isothermen Bedingungen ( $T = 10^\circ\text{C}$ ) statt. Als Feststoffmaterialien wurden Modellsande mit 0,1 ... 0,3 mm (Feinsand) bzw. 0,7 ... 2,0 mm (Grobsand) Körnung verwendet. Im eingebauten Zustand besaß der Sandkörper eine Länge von  $L = 42$  cm, einen Durchmesser von  $D = 18$  cm und eine Porosität von  $\phi = 0,38 \dots 0,40$ . Die Start-Wassersättigung lag bei  $S_{w,0} = 0,95 \dots 1,0$ . Der Sand wurde mit Wasser vertikal-aufwärts mit einer grundwassertypischen Fließgeschwindigkeit von  $v_f = 0,2$  m/d durchströmt. Der Porenwasserdruck an der Oberkante betrug  $p_w = 100$  kPa. Durch den Gaseintrag an der Säulenunterkante lag eine gleichgerichtete Fluidströmung Wasser-Gas vor. Der Gasvolumenstrom (Luft) war dem des Wassers identisch. Zur Sedimentfixierung wurden jeweils Totspannungen von  $\sigma_t = 100, 120, 250, 400$  kPa realisiert. Die bei Spannungserhöhung beobachtete Matrixkonsolidierung fand im teilgesättigten Zustand bei Drainage und Imbibition des Porenwassers statt und fand ihren Abschluss vor jeweiligem Gaseintragsbeginn. Damit wurde vor jedem Versuch die Totspannung  $\sigma_t$  nahezu vollständig auf das Korngerüst ( $\sigma_{eff}$ ) übertragen. Aufgrund der Konsolidierung verringerte sich die Porenziffer  $e = V_{Porc} / V_{Feststoff}$  für den Feinsand von 0,664 (nach Einbau) auf 0,638 (400 kPa) bzw. für den Grobsand von 0,650 (nach Einbau) auf 0,616 (400 kPa).

### Versuchsergebnisse

Abbildung 3 veranschaulicht die Versuchsergebnisse für Fein- und Grobsand. Dargestellt sind die Änderungen der Gassättigung aufgrund des Gaseintrages über die Effektivspannungen an der Sedimentoberkante. Die Untersuchungen mit triaxialer Einspannung wurden in einer Versuchsreihe an einem jeweils einmal eingebauten Sand durchgeführt. Die Experimente zeigen, dass sowohl für den Feinsand als auch für den Grobsand die Gassättigungsänderung unabhängig von der aufgetragenen Totspannung ist. Die Änderungen der Gassättigung betragen im Feinsand  $\Delta S_G = 2,2 \dots 3,2$  % und im Grobsand  $\Delta S_G = 5,7 \dots 6,8$  %. Wider Erwarten wurde der Effekt, dass aus steigender Totspannung eine Zunahme des immobilisierten Gasvolumens resultiert, nicht sichtbar.

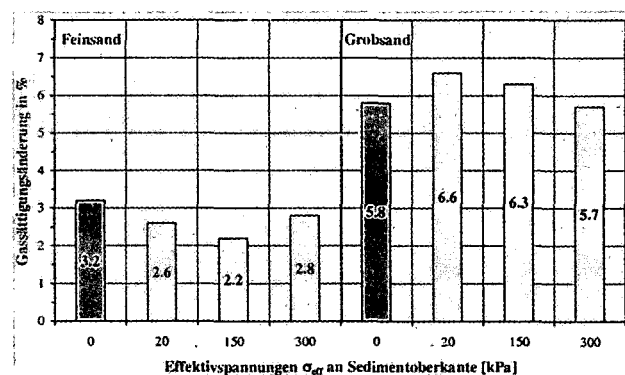


Abb. 3: Änderungen der Gassättigung  $\Delta S_G$  im Fein- bzw. Grobsand unter verschiedenen Totspannungen  $\sigma_t$

### Fazit / Schlussfolgerung

Während der Experimente war es möglich, eine erfassbare, relativ homogene Konsolidierung von Lockersedimenten in Triaxialzellen zu erzeugen. Gestützt wurde der Prozess von der relativ steifen Neoprene-Manschette, von der scheinbaren Kohäsion teilgesättigter Sedimente sowie durch das Verhindern des partiellen Absetzens der Totspannung auf den Porenwasserdruck aufgrund der Wasserdynamik. Die Ausbildung von Scherzonen als präferentielle Gasfließwege und lokale Gasspeicherplätze wurde ausgeschlossen.

Durch Gaseintrag in das Sediment wurden bei unterschiedlichen Totspannungen für die Sande jeweils konstante Gassättigungsänderungen erreicht. Über den Zeitraum des Gaseintrages fand keine nachträgliche Konsolidierung statt. Demnach verliefen im Technikumsmaßstab Gas-transport und Gasimmobilisierung unabhängig von den wirkenden Effektivspannungen im untersuchten Intervall ab. Damit bestätigen sich die auf der Porenskala entwickelten Modellvorstellungen durch die Experimente zunächst nicht. Mögliche lokale Kornumlagerungen haben im Technikum keine Relevanz und sind über die Gassättigungsänderungen nicht auflösbar. Hinsichtlich Kornbewegung im Porenmaßstab wird durch die Zusammenarbeit mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle Kenntniszuwachs erwartet (hochauflösender, optischer 2D-Messplatz, GEISTLINGER et al., 2001).

Die Gasinjektionsdrücke im triaxial eingespannten und im uneingespannten Sediment waren für die jeweiligen Sande gleich, d.h. für den Feinsand kleiner als der Luft-eintrittsdruck. Der Gasinjektionsdruck im Feinsand wird durch den inkohärenten Gasblasentransport dominiert und ist nicht über den Lufteintrittsdruck der Retentionsfunktion, der kontinuierliche, kohärente Phasen postuliert, beschreibbar.

### Dank

Die vorliegenden Arbeiten wurden im Auftrag der UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH durchgeführt. Dank gilt Herrn Dr. Geistlinger und Herrn Dr. Lazik für die inspirative, unterstützende Zusammenarbeit.

### Literatur

FRY, V. A., J. S. SELKER, S. M. GORELICK (1997): Experimental investigations for trapping oxygen gas in saturated porous media for in situ bioremediation. *Water Resour. Res.* 33(12): 2687-2696.  
 GEISTLINGER, H., D. LAZIK, A. BECKMANN, D. EISERMANN & G. KRAUSS (2001): Direkte Sauerstoffinjektion in natürliche Aquiferabschnitte und poröse Medien. UFZ-Forschungsbericht.  
 Ji, W., A. DAHMANI, D.P. AHLFELD, J.D. LIN, E. HILL III (1993): Laboratory Study of Air Sparging: Air Flow Visualisation. *Groundwater Monitoring and Remediation* 13(3): 115-126.  
 LAZIK, D., H. GEISTLINGER, G. KRAUSS, A. BECKMANN, M. SCHIRMER (2002): Untersuchungen zum Strömungsverhalten und zur Lösungskinetik von Gasen im Mehrphasensystem „Aquifer“. *Grundwasser* 7(3): 146-155.  
 LUCKNER, L. (2001): Wirkung von Gasen auf den reaktiven Stofftransport im Mehrphasensystem Untergrund. *Grundwasser* 6(4): 155-162.  
 Luckner, T. (2002): Zum Bewegungsbeginn von Sedimenten. Dissertationsschrift, TU Darmstadt.  
 WEBER, L., R. GIESE (2001): Experimentelle Untersuchungen von Phänomenen der Gas-Wasser-Hydraulik in porösen Medien im Technikumsmaßstab. 8. DGWFT, DGFZ-Proceedings (21), ISSN 1430-0176: 109-126.

## Physiko-chemische Eigenschaften von Palsaböden in unterschiedlichen Entwicklungsstadien

H. Wetzel\*, H. Fleige, R. Horn

Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

### Einleitung

Im Bereich des diskontinuierlichen Permafrost treten vor allem in und am Rande von Mooren kryogene Merkmale wie Eislinsen in Erscheinung (Tarnocai et al. 1993). Eine spezielle Form von Polygonbildungen stellen die durch Eislinsen und permanent gefrorene Bereiche sich über die Moorlandschaft aufwölbenden Palsen dar (Seppälä 1988). Die Bildung der Palsen ist dabei eine Funktion der sich mit den Feuchteverhältnissen verändernden Wärmeleitfähigkeiten im Frühjahr (Auftauen) und Herbst (Einfrieren) und der kleinräumig sehr stark variierenden Schneedecke.

In den Mooren der borealen und subarktischen Regionen sind bis zu 30% des weltweiten terrestrischen Kohlenstoffpools gespeichert (Gorham 1991). Im Zusammenhang mit der Diskussion um die globale Klimaveränderung sind daher gerade diese Ökosysteme von großem Interesse. Besondere Aufmerksamkeit gilt dabei den Moorlandschaften mit Permafrosterscheinungen, da sie gleichzeitig als Indikator langfristig sich verändernder klimatischer Bedingungen angesehen werden (Sollid & Sørbel 1998). Die Indikation kann aber nur vor

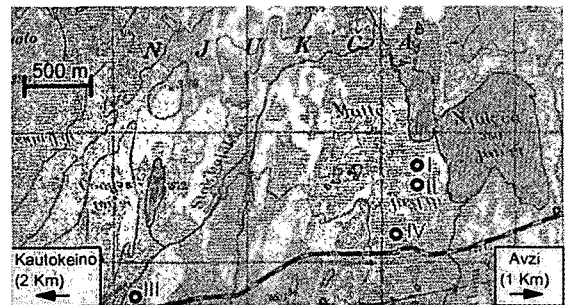
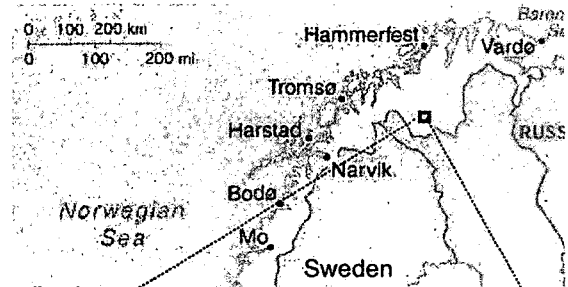
dem Hintergrund der natürlichen Palsenentwicklung erfolgreich diskutiert werden. Dabei kommt es auch unter unveränderten klimatischen Bedingungen zum Abschmelzen der Eislinse (Degradation).

Die natürliche Degradation der Palsen beginnt mit der Verringerung der Isolationswirkung der oberen Torflagen (Auftauzone). Die Auflösung dieser Torflagen tritt in Form von Rissen in Erscheinung bis hin zur Bildung von auf dem Eiskern abgleitender Torfpakete. Die Rissbildung kann durch den zunehmenden Eisdruck (Oberflächenvergrößerung), Quellungs- und Schrumpfungszyklen (Aggregation) oder in Folge vermehrter Humifizierung und Mineralisierung (Substanzverlust) erklärt werden. Ziel der Untersuchungen ist es, diese drei Hypothesen anhand physikalischer und chemischer Eigenschaften der Torfhorizonte von Palsen, in unterschiedlichen Entwicklungsstadien, zu prüfen.

### Standort und Methode

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Nordnorwegen auf der Hochfläche der Finnmarksvidda, 2 km östlich von Kautokeino (Abb.1). Die Palsa-Sequenz von 1 bis 4 folgt der morphogenetischen Einstufung im Gelände von jung nach alt und stellt eine chronologische Abfolge der Palsaentwicklung dar. Repräsentative Torfproben wurden während der Zeit der größten Auftautiefen in gestörter und ungestörter

\*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christians-Abrechts-Universität Kiel,



### ● Palsa

Abb.1: Lage der untersuchten Palsaböden

Lagerung aus den entsprechenden Palsahorizonten entnommen. An dem gestörten Probenmaterial wurden die Bodenreaktion und die austauschbaren Kationen nach Schlichting et al. (1995) bestimmt.

Die Lagerungsdichte, das Substanzvolumen, die Porengrößenverteilung und die gesättigte Wasserleitfähigkeit wurden entsprechend der Anleitung von Hartge & Horn (1992) ermittelt.

Zur Bestimmung der Vorbelastung wurden Drucksetzungskurven unter konstanter Saugspannung von -6kPa im Druckbereich von 5 bis 100 kPa kontinuierlich bestimmt (Multistep-Anlage).

### Ergebnisse und Diskussion

Die unterschiedlichen Entwicklungsstadien zeigen zunehmende Mächtigkeiten der Auftauzone und einen zeitweise sehr trockenen Auflagehumus-Horizont mit niedrigem Substanzvolumen (Abb.2). Das abnehmende Niveau der Basensättigung und der effektiven Kationenaustauschkapazität zeigen einen zunehmenden Mineralisationsgrad und entsprechende Basenverluste des Torfkörpers mit fortschreitender Degradation an (Abb.3). Die aktuellen Basenanteile deuten auf erhöhte laterale Stoffausträge aus den Randbereichen des Palsa hin. Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten (Abb.5) zeigen einen sehr starken Rückgang mit zunehmender Vererdung, Dichtlagerung (Baden & Eggelsmann 1963).

Abb.2: Verlauf des Substanzvolumen in der Auftauzone und im Eiskörper der untersuchten Palsaböden

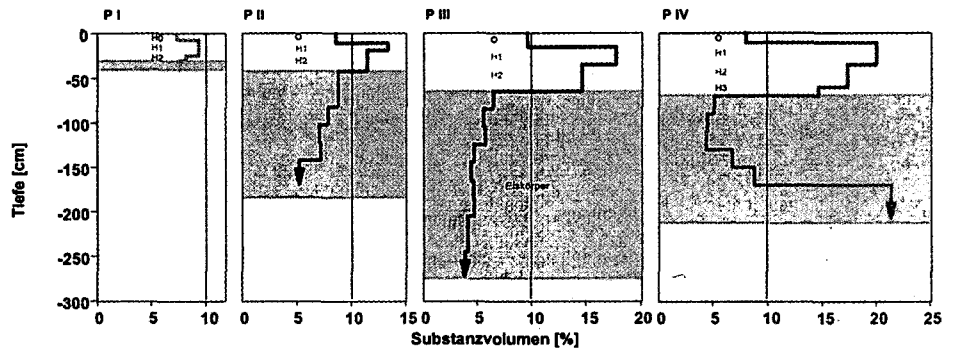


Abb.3: Die effektive Kationenaustauschkapazität und die Anteile einzelner Kationen im Tiefenverlauf der untersuchten Palsaböden

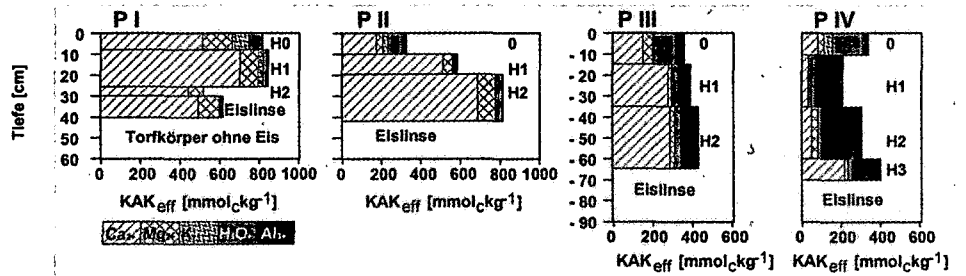
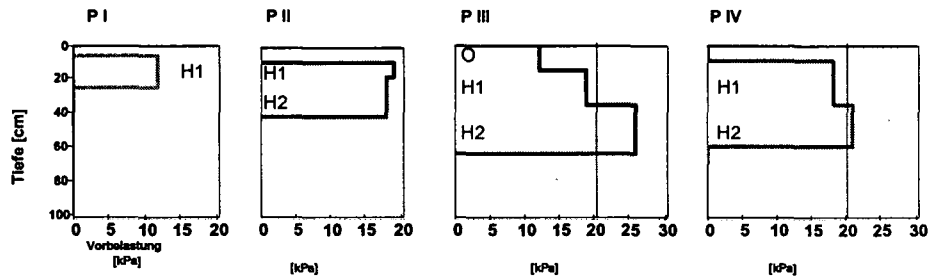


Abb.4: Die mechanische Stabilität einzelner Torfhorizonte



Die horizontale gesättigte Wasserleitfähigkeit ist um den Faktor zwei bis vier höher als die vertikale gesättigte Wasserleitfähigkeit in den stärker vererdeten Horizonten (Anisotropie) und verstärkt sicherlich den lateralen Stoffaustrag (Abb.5). Direkt über dem Segregationseis befinden sich in den beiden am weitesten degradierten Palsen, Torfhorizonte mit einer typischen plattigen Struktur. Entsprechend der Strukturbildung in diesen Horizonten ist die mechanische Stabilität sehr hoch (Abb.4) wenn die noch immer hohen Gesamtporenvolumina mit in Betracht gezogen werden (Eisdruck).

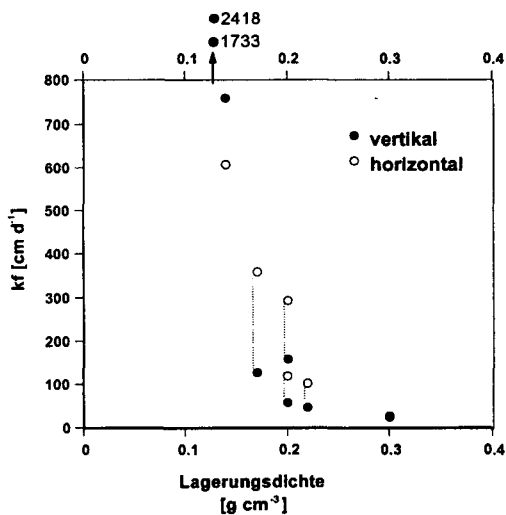


Abb.5: Die gesättigte Wasserleitfähigkeit in horizontaler und vertikaler Raumrichtung in Abhängigkeit von der Lagerungsdichte

Die Degradation der Palsen kann nach diesen Ergebnissen nur als ein komplexes Zusammenspiel aus verändertem Wasserhaushalt, Austrocknung, Vererdung, verminderter Benetzbarkeit und lateralem Stofftransport verstanden werden.

Literatur

Baden, W., Eggelsmann, R. 1963. Zur Durchlässigkeit der Moorböden. Zeitschrift für Kulturtechnik und Flurbereinigung. 4. 226-254.  
 Bridgham, S.D., Updegraff, K. Pastor. 1998. Carbon, nitrogen, and phosphorus mineralisation in northern wetlands. Ecology 79. 1545-1561.  
 Gorham, E. 1991. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable response to climate warming. Ecological Applications 1 (2): 182-195.  
 Hartge, K.H., Horn, R. (1992). Die physikalische Untersuchung von Böden. Enke Verlag, Stuttgart. 175 p.  
 Schlichting, E., Blume, H.-P., Stahr, K. 1995. Bodenkundliches Praktikum: Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen insbesondere Land- und Forstwirte und für Geowissenschaftler. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin. 295 p.  
 Seppälä M. 1988. Palsas and related forms, In: Clark M.J. (ed.). Advances in periglacial geomorphology. Chichester. John Wiley. 247-278.  
 Sollid, J. L., Sørbel, L. 1998. Palsa Bogs as Climate Indicator - Examples from Dovrefjell, Southern Norway Ambio 27 (4). 287-291.  
 Tarnocai, C., Smith, A.S., Fox, C.A. 1993. Guidebook-International Tour of Permafrost-Affected Soils in the Yukon and Northwest Territories of Canada. Centre for Land and Biological Resources, Research Branch, Agriculture Canada, Ottawa, Canada.

# Einfluss veränderter Bodeneigenschaften auf den Infiltrationsverlauf bei unterschiedlichen Bearbeitungssystemen

B. Zimmerling, W. Schmidt und O. Nitzsche<sup>1</sup>

## 1 Einleitung

Bei Umstellung der konventionellen, d.h. wendenden Bodenbearbeitung mit dem Pflug auf nichtwendende konservierende Verfahren treten Veränderungen von Bodeneigenschaften auf, die sich auch auf die Wasserinfiltration auswirken können. So bewirkt das nichtwendende Einarbeiten von Ernterückständen in die Oberkrume eine geringere Oberflächenverschlammungsanfälligkeit durch eine höhere Bodenbedeckung sowie erhöhte organische Substanzgehalte bei gleichzeitig höheren Anteilen wasserstabiler Aggregate. Dagegen nimmt die Lagerungsdichte im nicht mehr regelmäßig bearbeiteten Bereich des Oberbodens zu. Da, im Vergleich zu gepflügten Flächen, die Zerstörung von Makroporen im Pflughorizont bzw. das Verschmieren von Makroporen an der Pflugsohle bei konservierender Bodenbearbeitung weitgehend ausbleibt, ist dort der Anteil vertikal-kontinuierlicher Makroporen größer. In diesen Poren kann ungespanntes Wasser schnell von der Oberfläche bzw. oberflächennahen Schichten bis in den Unterboden abgeleitet werden.

Der Einfluss dieser Veränderungen auf die Wasserinfiltration bei Umstellung der konventionellen Bodenbearbeitung auf konservierende Verfahren wird im Folgenden dargestellt.

## 2 Standort und Methodik

Die Untersuchungen wurden von März 2000 bis Mai 2001 im sächsischen Lößgebiet durchgeführt. Auf Bodenbearbeitungsversuchen mit nebeneinander liegenden konventionellen und konservierenden Bearbeitungsvarianten wurden insgesamt 8 (einjährig konservierend) bzw. 20 (mehrjährig konservierend) vergleichende Untersuchungen zu verschiedenen Fruchtarten und Zeitpunkten mit bis zu zwei Niederschlagssimulationen pro Bearbeitungsvariante durchgeführt. Zur Beregnung wurde ein transportabler Niederschlagssimulator verwendet, der mit einer schwenk-

baren Flachstrahl Düse (VeeJet 80/100) ausgestattet war. Die Niederschlagsintensität betrug  $1,9 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ . Die Beregnung dauerte 20 min. Eine abgegrenzte Fläche von  $1 \text{ m}^2$  diente zur Bestimmung des Oberflächenabflussanteils. Die Differenz aus Niederschlagsintensität und Oberflächenabflussrate stellt die Infiltrationsrate dar.

## 3 Parametrisierung der Infiltration

Zur Ermittlung von Unterschieden im Infiltrationsverlauf wurde nach einer Möglichkeit gesucht, die Infiltrationsverläufe zu parametrisieren. MWENDRA u. FEYEN (1993) wiesen nach, dass empirische Ansätze zur Beschreibung des Infiltrationsverlaufs für ackerbaulich genutzte und zudem verschlammungsanfällige Standorte besser geeignet sind als physikalisch begründete Ansätze. In Abbildung 1 ist ein typischer gemessener Infiltrationsverlauf eines konventionell bearbeiteten Ackerbodens (Zuckerrüben) und dazugehörige Infiltrationsverläufe nach bekannten Parametrisierungen dargestellt. Es zeigt sich, dass bei Beregnungsversuchen häufig zu Beginn die Niederschlagsintensität geringer als die Infiltrabilität ist und deshalb die gemessene Infiltrationsrate zunächst der konstanten Niederschlagsintensität entspricht. Erst nach dem Einsetzen von Oberflächenabfluss sind die gemessenen Infiltrationsraten nahezu identisch mit den berechneten.

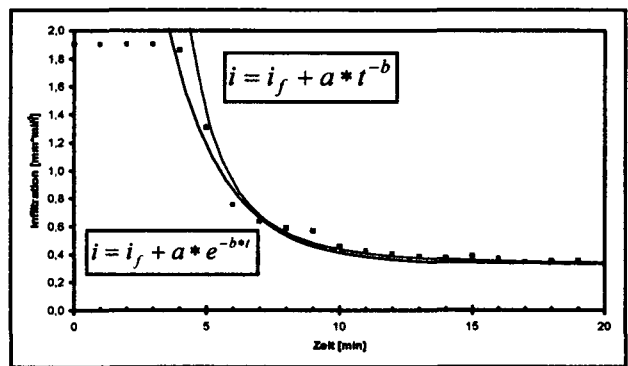


Abb. 1: Gemessener Infiltrationsverlauf (Punkte) und Infiltrationsverläufe nach bekannten Parametrisierungen

Ein ähnliches Problem besteht bei der Beschreibung des pF-Kurvenverlaufs nach BROOKS u. COREY (1966). Deshalb haben sich s-förmige pF-Kurvenverläufe durchgesetzt. Dieser Ansatz wurde auch für die Beschreibung der eigenen Infiltrationsverläufe verwendet. Hierzu wurde die

<sup>1</sup> Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; Postfach 221161; 04131 Leipzig

Gleichung von VAN GENUCHTEN (1980) übernommen und die Parameter so transformiert, dass nachstehende Gleichung zur Beschreibung von Infiltrationsverläufen herangezogen werden kann.

$$i = i_f + \frac{i_i - i_f}{(1 + (\alpha \cdot 10^t)^n)^m}$$

mit  $m = 1 - \frac{1}{n}$

Mit dieser Infiltrationsgleichung lässt sich die Infiltrationsrate (i) in Abhängigkeit von der Zeit (t) über den gesamten Simulationszeitraum berechnen. Benötigt werden die Initial- ( $i_i$ ) und die Endinfiltrationsrate ( $i_f$ ). Die Initialinfiltrationsrate entspricht der Niederschlagsintensität und die Endinfiltrationsrate kann als direkt gemessen betrachtet werden. Weiterhin werden zur Beschreibung des s-förmigen Kurvenverlaufs die Parameter  $\alpha$  und  $n$  benötigt, die unverändert aus der van Genuchten-Gleichung übernommen wurden. Auf eine Veränderung des Parameters  $\alpha$  reagiert der Kurvenverlauf mit einer Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns. Die Steilheit der Infiltrationsabnahme und die Endinfiltrationsraten bleiben konstant. Der Parameter  $n$  hat Einfluss auf die Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme.

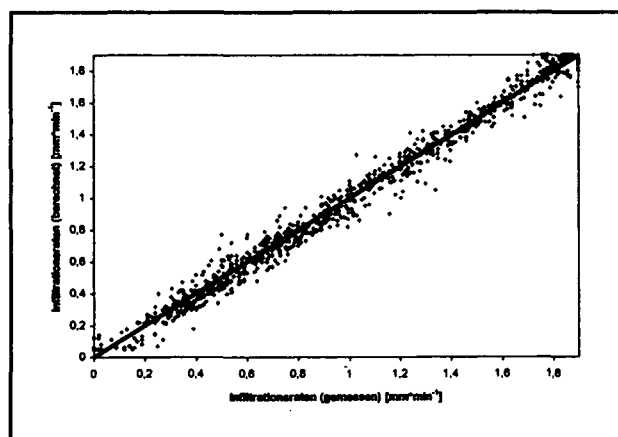


Abb. 2: Van Genuchten-Infiltration vs. gemessene Infiltration

Unter Zuhilfenahme der transformierten van Genuchten-Gleichung ist es möglich, Unterschiede im Infiltrationsverlauf zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung hinsichtlich Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns ( $\Delta \log \alpha$ ), der Steilheit der exponentiellen Abnahme ( $\Delta n$ ) und der Endinfiltrationsrate ( $\Delta i_f$ ) herauszuarbeiten. Bedingung hierfür ist, dass alle gemessenen Infiltrationsverläufe so beschrieben werden können. Wie Abbildung 2 zeigt, war dies bei den eigenen Messergebnissen der Fall.

#### 4 Ergebnisse

Zur Ermittlung von Unterschieden im Infiltrationsverlauf wurden entsprechend der ermittelten Verlaufparameter Differenzen gepaarter Beobachtungen gebildet (konservierend-konventionell), der Median und das dazugehörige 90 %-Konfidenzintervall berechnet sowie der Vorzeichentest ( $\alpha=10\%$ ) von DIXON u. MOOD (1946) durchgeführt.

Zwischen einjähriger konservierender und konventioneller Bodenbearbeitung konnten im Infiltrationsverlauf keine signifikanten Unterschiede nachgewiesen werden.

Dagegen verursachen Veränderungen von Bodeneigenschaften nach mehrjähriger konservierender Bearbeitung einen geänderten Infiltrationsverlauf. Hinsichtlich des Oberflächenabflussbeginns kann für diesen Fall im Konfidenzintervall von einer Verschiebung um 1,3 bis 3,1 min ausgegangen werden. Der Median beträgt 2,2 min. Auch der Vorzeichentest bestätigt den verzögerten Oberflächenabflussbeginn. Eine Veränderung in der Steilheit der exponentiellen Abnahme konnte nicht nachgewiesen werden, da die Mediandifferenz 0 beträgt und die Nullhypothese beim Vorzeichentest nicht abgelehnt werden konnte. Das Konfidenzintervall für die Änderung der Endinfiltrationsraten liegt mit  $+0,21$  bis  $+0,43 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$  vollständig im positiven Bereich, so dass mit einer Erhöhung der Endinfiltrationsraten bei mehrjährig konservierender Bearbeitung gerechnet werden kann. Dies wurde durch den Vorzeichentest bestätigt. Im Median ergibt sich eine Erhöhung der Endinfiltrationsrate um  $+0,29 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ .

#### 5 Fazit

Nach Umstellung der konventionellen Bodenbearbeitung auf dauerhafte konservierende Verfahren treten Veränderungen von Bodeneigenschaften auf, die bezüglich Infiltrationsverlauf einen signifikant verzögerten Oberflächenabflussbeginn und signifikant erhöhte Endinfiltrationsraten bewirken.

#### Literatur

- Brooks, R.H., Corey, A.T. (1966): Properties of porous media affecting fluid flow. J. Irrig. Drain. Div. (Am. Soc. Civil Eng.) 92: 61-88.
- Dixon, W.J., Mood, A.M. (1946): The statistical sign test. J. Amer. Statist. Assoc. 41: 557-566.
- Mwenda, E.J., Feyen, J. (1993): Tillage and rainfall effects on infiltration and predictive applicability of infiltration equations. Soil Sci. 156: 20-27.
- Van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

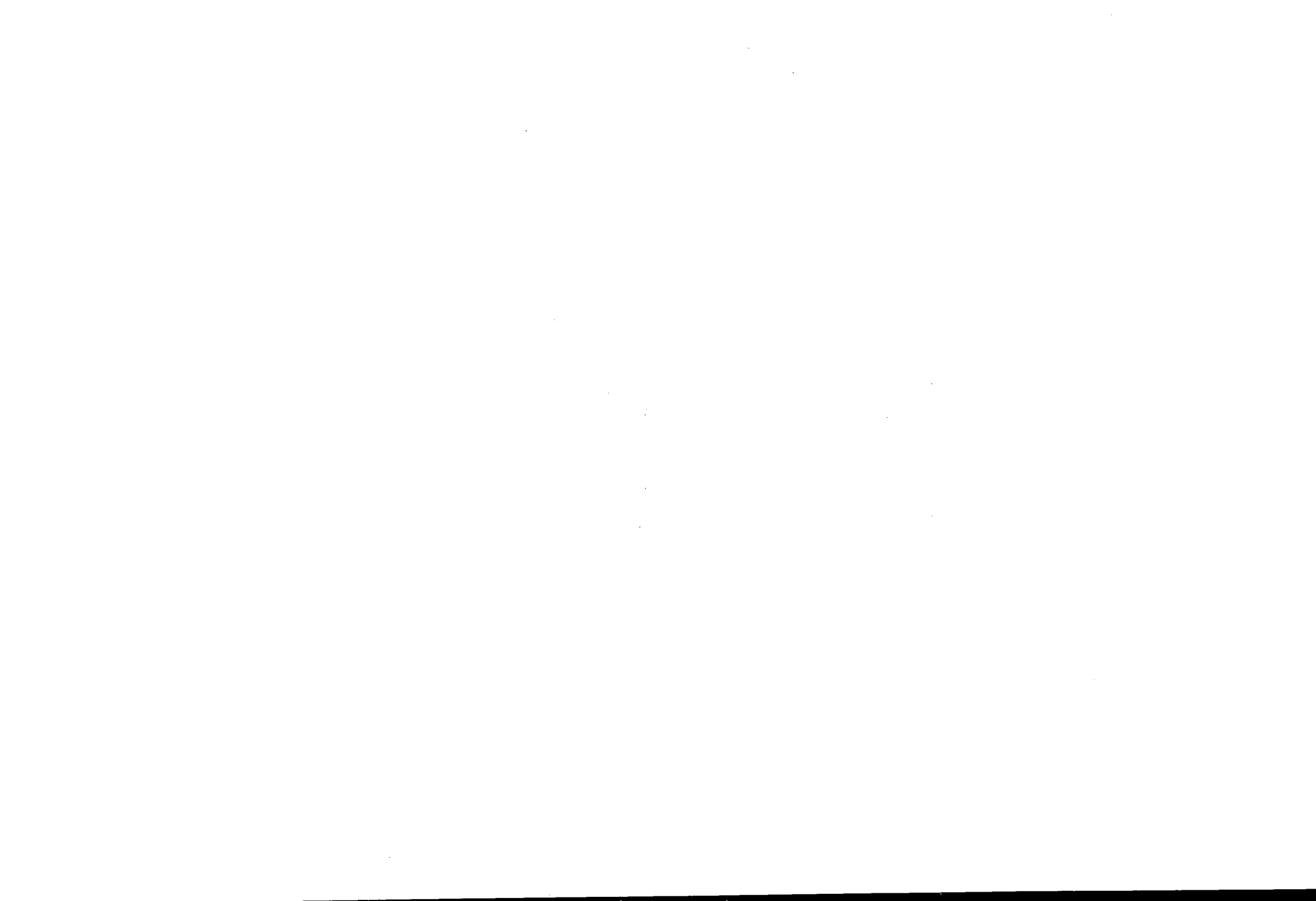
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Sitzung des AK „Boden in Schule und Weiterbildung“**  
**14. und 15. Februar 2003 in Stuttgart-Hohenheim**

Band 101

2003



# Verwendung des Animationsprogramms FLASH im Rahmen der bodenkundlichen Ausbildung

Friedrich Bailly<sup>1</sup>, Jan Rimmek<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Eschebergstr. 81, 34128 Kassel, eMail: f.bailly@gmx.de

<sup>2</sup> Limberger Str. 18, 49080 Osnabrück, eMail: jan.rimmek@mhinac.de

## (1) Allgemeines zu Macromedia Flash

Die Entstehung und Entwicklung von Flash als Multimedia-Autorenwerkzeug ist untrennbar mit der Entwicklung des Internet verknüpft. Nachdem Anfang der neunziger Jahre mit dem World Wide Web (WWW) die Möglichkeiten geschaffen wurden, Text und Grafik im Internet bequem miteinander zu verbinden, wurde Ende des Jahrzehnts der Bedarf an Formaten immer größer, die über den rein statischen Inhalt herkömmlicher Texte und Grafiken hinausgehen.

HTML als (Programmier-)Sprache des WWW wurde vor dem Hintergrund entwickelt, Inhalt und Form zu trennen und damit die Form dem Inhalt unterordnen zu können. Diesem eher akademischen Ansatz standen und stehen immer wieder die Ansprüche derjenigen gegenüber, die beispielsweise im Grafik- und Designbereich ganz andere Anforderungen und Kundenwünsche zu erfüllen haben.

Der Erfolg von Flash läßt sich stark vereinfacht auf zwei wesentliche Faktoren reduzieren. Zum einen ersetzen Vektor-Grafiken die bisher üblichen Bitmap-Grafiken, was nicht nur zur drastischen Verringerung der benötigten Informationen führt, sondern auch den Vorteil bietet, in relativ beliebiger Auflösung ausgegeben zu werden. Zum anderen läßt sich durch die Verwendung des sog. "Tweening" der Aufwand bei der Erstellung einer Animation reduzieren, in dem nur noch Start- und Endpunkt vorgegeben werden und dem Zielcomputer die Aufgabe überlassen wird, die erforderlichen Zwischenschritte zu berechnen. Diese Arbeitsweise ist der Bitmap-charakteristischen Arbeitsweise (als eine Art "Daumenkino") weit überlegen.

In Verbindung mit komplexen Möglichkeiten zur Ablaufsteuerung, Ebenen zur logischen Strukturierung des Inhaltes und integrierten komfortablen Werkzeugen zur Bearbeitung von Bildern und Tonmaterial entstand mit Flash das derzeitige Mittel der Wahl, wenn es um die

Gestaltung und Präsentation multimedialer Inhalte geht.

Die Zukunft von Flash ist nur bedingt vorherzusagen. Zwar lassen sich Flash-Animationen heute auf handelsüblichen Computern durch die Integration in gängige Web-Browser ohne weitere Zusatzprogramme abspielen, allerdings liegt die Normierung und Entwicklung zukünftiger Programmversionen im Gegensatz zu HTML nicht in den Händen eines internationalen Gremiums, sondern in der alleinigen Verantwortung der Fa. Macromedia. Mit der Entwicklung des "Scalable Vector Graphics"-Formates (SVG) entsteht derzeit ein Konkurrent und potentieller Nachfolger, der die Vorteile von Flash mit der Definition als offener und firmenunabhängiger Standard verknüpfen will.

## (2) Abspielen von Flash-Animationen

Zur Betrachtung ist es erforderlich, dass auf dem Rechner neben einem der gängigen Browser (möglichst moderne Version) auch der kostenlose *Macromedia Flash Player* als Plug-In installiert ist. Ein einfach zu bedienender Download (einschließlich Installation) des Flash-Players (ca. 500 KB) findet sich direkt bei *Macromedia* unter:

<http://www.macromedia.com/de/downloads/>

In modernen Browser-Versionen ist der Flash Player heute zwar oft bereits vorinstalliert, aber häufig in einer älteren Version. Bei Darstellungsproblemen sollte zuallererst auf den jeweils neuesten Flash Player upgedatet werden, weil neuere Flash-Animationen möglicherweise durch einen älteren Flash Player nicht dargestellt werden können!

Flash-Animationen laufen verzögerungsfrei nur von der Festplatte sowie im Internet über Breitband-Anschlüsse (DSL). Über die schmalbandigen Anschlüsse (Modem) können bei größeren Flash-Animationen oft erhebliche zeitliche Verzögerungen während des Ladens



auftreten. Allerdings lässt sich dieser Effekt durch geschickte Programmierung mindern.

### (3) Flash-Programm BODENKARTE:

**Grundlage:** Durch nachträgliche Bearbeitung im *Flash*-Format der (vom Bundesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe erstellten) Bodenkundlichen Übersichtskarte wurde die regionale Verteilung der Böden besonders deutlich erkennbar gemacht.

**Ablauf:** Zunächst öffnet sich als Eingangsseite die Original-Karte. Ein Mausklick öffnet sodann eine leere Kartenfläche, und die Schaltflächen zum Aufruf der einzelnen Bodenregionen werden sichtbar. Nun lassen sich die Bodenregionen "durchblättern":

- Durch Berührung der Schaltflächen mit dem Mauszeiger wird schriftlich das jeweilige Bodeninventar der gewählten Bodenregion angezeigt.
- Durch Mauszeiger-Klick werden - in der zunächst leeren Karte - die jeweiligen Bodenflächen farblich sichtbar gemacht.
- Die Originalkarte kann nach Belieben darüber gedeckt und wieder gelöscht werden.
- Jederzeit sind beliebige weitere Bodenregionen farblich einblendbar und wieder auslöschar.

**Darstellungsweise:** Die Größe der Darstellung ist anpassbar an die Bildschirm-Auflösung.

### (4) Flash-Programm WASSER IM BODEN

**Ziel:** Bewegung, Bindung, Auffüllung und Entleerung von Wasser im Boden sowie die Pflanzenverfügbarkeit werden in filmartig-graphischer Form - am Zahlenbeispiel eines Bodens aus Löss - sichtbar gemacht.

**Ablauf:**

- Qualitative Darstellung: Die Vorgänge von Durchfeuchtung und Austrocknung und deren unterschiedliche Tiefenwirkung im Winter bzw. im Sommer werden als Animation dargestellt.
- Quantitative Darstellung: Am Beispiel des Bodens aus Löss (mit einem Feststoffvolumen von etwa 55 % und Anteilen an Fein-, Mittel- und Grobporen von etwa 12, 25 bzw. 8 %) wird dargestellt, welche Poren sich bei Durchfeuchtung oder Austrocknung füllen bzw. wieder entleeren.

- Hinweise werden gegeben auf Zustände der Wassersättigung, der Tiefenversickerung, der Feldkapazität, des Permanenten Welkepunktes und der Nutzkapazität.

**Darstellungsweise:** Der Ablauf der Animation kann jederzeit angehalten und wieder fortgesetzt werden. Die Animation wird ergänzt durch kurze Erläuterungstexte (mit Grafiken) zum Verhalten des Wassers im Boden.

### (5) Flash-Programm BODENGENESE

**Ziel:** Die zeitliche Entwicklung der Bodenbildung in Mitteleuropa wird veranschaulicht anhand animierter Grafiken. Grundlage ist die Bodenkundliche Kartieranleitung (KA-4) der AG Boden.

**Ablauf:** Es können 10 verschiedene Bodenbildungs-Sequenzen (aus Sand, Löss, Kalkstein, Sandstein, Ton und unter dem Einfluss von Grundwasser, Stauwasser und Gezeiten) aufgerufen und der zeitliche Ablauf der Bodenentwicklung auf dem Bildschirm anhand von animierten Bodenprofil-Skizzen verfolgt werden. Die Sequenzen beginnen jeweils mit Rohböden und enden mit voll entwickelten Bodentypen.

**Darstellungsweise:** Der Ablauf der Animation kann (im Gegensatz zur bisherigen Version, welche als "Animated Gif" programmiert worden war) jederzeit angehalten und wieder fortgesetzt werden. Die Animation wird ergänzt durch kurze Erläuterungen (insbesondere durch Bodenprofil-Abbildungen), und durch Texte und Bilder zur pleistozänen Vorverwitterung und zu allgemeinen Bodenbildungsprozessen, sowie durch Texte zu den einzelnen Bodensequenzen (Bodentypen, Bodenhorizont-Nomenklatur, spezielle Bodenbildungs-Prozesse).

### (6) Zusammenfassung

Die Programme können als Lehrmaterial in Schule, Lehre und Weiterbildung verwendet werden, und bieten Lehrern einen ergänzenden Zugang zu einigen bodenkundlichen Grundlagen. Die Darstellungsweise ist vereinfacht.

### (7) Weitere Informationen:

<http://www.aw.fh-osnabrueck.de/akboden>  
<http://home.t-online.de/home/f.bailly/>

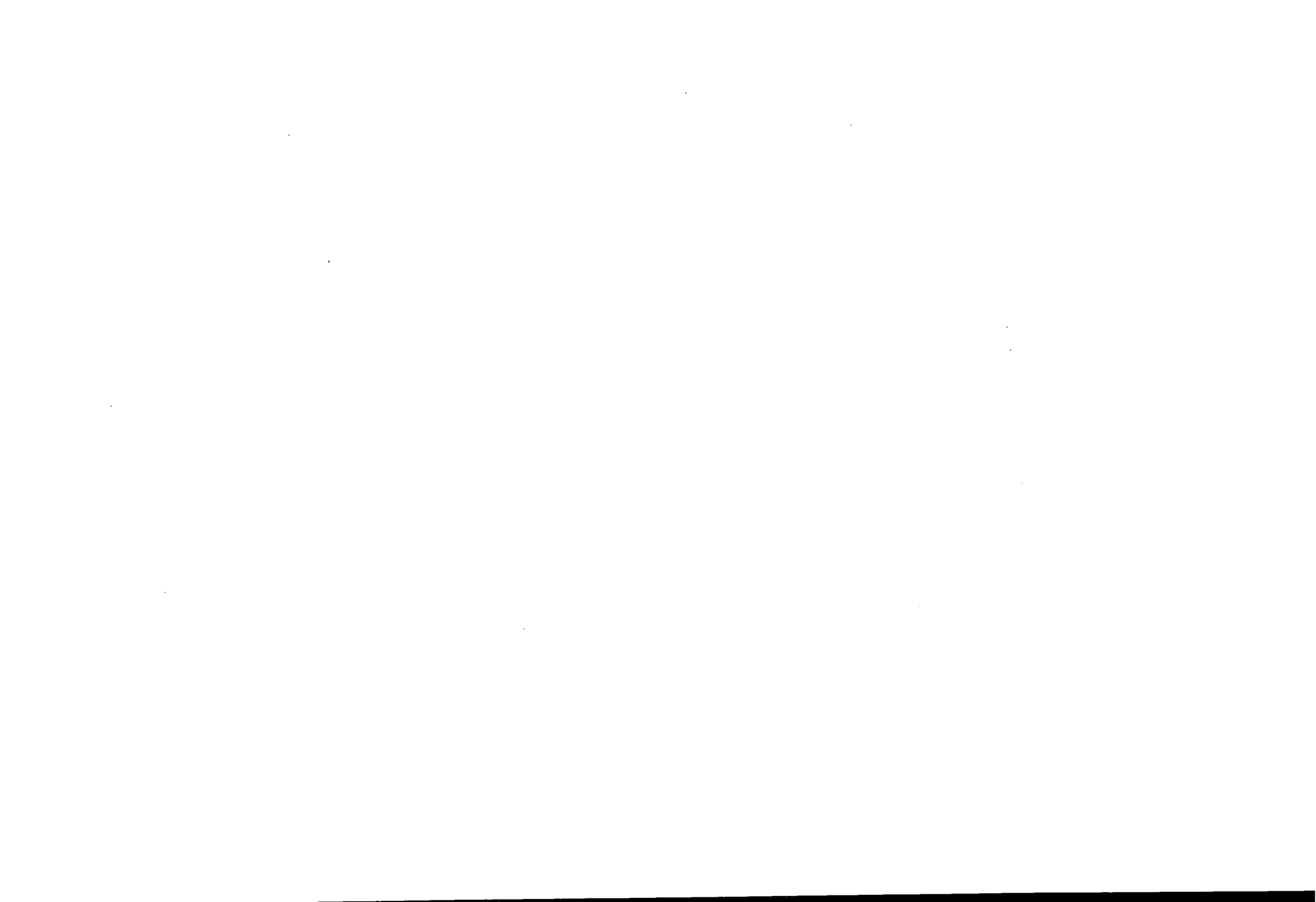
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Sitzung der Kommissionen I und VI mit dem**  
**AK „Abfall, Altlasten und Bodenhygiene“**  
**25. und 26. Februar 2003 in Gießen**

Band 101

2003



# Bodenphysikalische, -chemische und -biologische Eigenschaften von Neu- und Altlandböden verschiedener Ausgangssubstrate im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier

SCHRÖDER, D. & SCHNEIDER, R.

## 1 Einleitung

Nach der Wende wurde untersucht, welche Gemeinsamkeiten die mitteldeutschen Neulandböden mit den zuvor untersuchten westdeutschen Neulandböden haben und welche Unterschiede bestehen. Die Untersuchungen erstreckten sich auf die wichtigsten Bergbaufolgelandschaften und ihre jeweiligen Rekultivierungssubstrate/-böden sowie auf die gewachsenen Böden der Regionen.

## 2 Untersuchungsgebiete und Methoden

Untersuchungsgebiete waren die Tagebaue im Raum Halle-Bitterfeld-Leipzig.

Es wurden zahlreiche physikalische, chemische und bodenbiologische Eigenschaften untersucht, von denen hier nur einige beispielhaft charakterisiert werden können. Die angewendeten Methoden entsprechen den üblichen Standards. Als Substrate lagen Kipp-Lehme, Kipp-Kalklehme, Kipp-Kalkschuffe und Kipp-Gemengelehme vor. Zu den gewachsenen Vergleichböden siehe Abb. 2.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Bodenphysikalische Eigenschaften

An **Abb. 1** werden die Trockenrohdichten der Ausgangssubstrate, der trocken und nass verkippten Rekultivierungssubstrate und die Verdichtungen durch Planierarbeiten dargestellt. Es ist zu erkennen, dass die hohen Dichten der Ausgangssubstrate durch den Umlagerungsvorgang, selbst bei Verkipfung im nassen Zustand deutlich gemindert werden, dass auch Planieren im trockenen Zustand mit üblichen Raupen noch bodenverträglich ist. Planieren im nassen Zustand verursacht hingegen oberflächennah und in größerer Tiefe unvermeidbare Verdichtungen. Diese äußern sich auch auf bewirtschafteten Flächen

unterschiedlichen Alters bei Penetrometermessungen. In gut rekultivierten „lockeren“ Böden sind die Eindringwiderstände in den Tiefen 30 – 80 cm im Kipp-Kalkschuff mit ~ 1.500 – 2000 KPa und im Kipp-Kalklehm mit 1.800 – 2.500 KPa relativ gering. Sie steigen in verdichteten Böden aber auf 3.000 bzw. 4.000 KPa an (**Abb. 2**).

Das Gesamtporenvolumen ist in der Regel in den älteren Varianten etwas höher als in den jüngeren. Da sich diese Feststellung auch auf die Unterböden bezieht, ist Planierung mit leichteren Raupen und nicht Regeneration als Ursache anzusehen. Die gewachsenen Böden haben aber deutlich höhere Porenvolumina mit Ausnahme des Geschiebelehms im Untergrund von Parabraunerden. Grobporenvolumen und gesättigte Wasserleitfähigkeit liegen bei den gewachsenen Vergleichsböden in der Regel über denen der Neulandböden. Eine substratbedingte Ausnahme machen nur die Geschiebelehme, die sandiger als die gewachsenen Böden sind. Die Aggregatstabilität ist in den gewachsenen Böden stets höher als in Neulandböden, in älteren Neulandböden höher als in jungen und im Oberboden stets höher als im Unterboden. Die Vorbelastung zeigt keine einheitliche Tendenz. Hohe Werte sind günstig, wenn sie mit guten Gefügeeigenschaften zusammenfallen. Dies ist jedoch die Ausnahme. In der Regel nimmt mit der Vorbelastung die Dichte zu. Mit zunehmender Dichte nehmen andererseits Grobporenvolumen und Permeabilität signifikant ab.

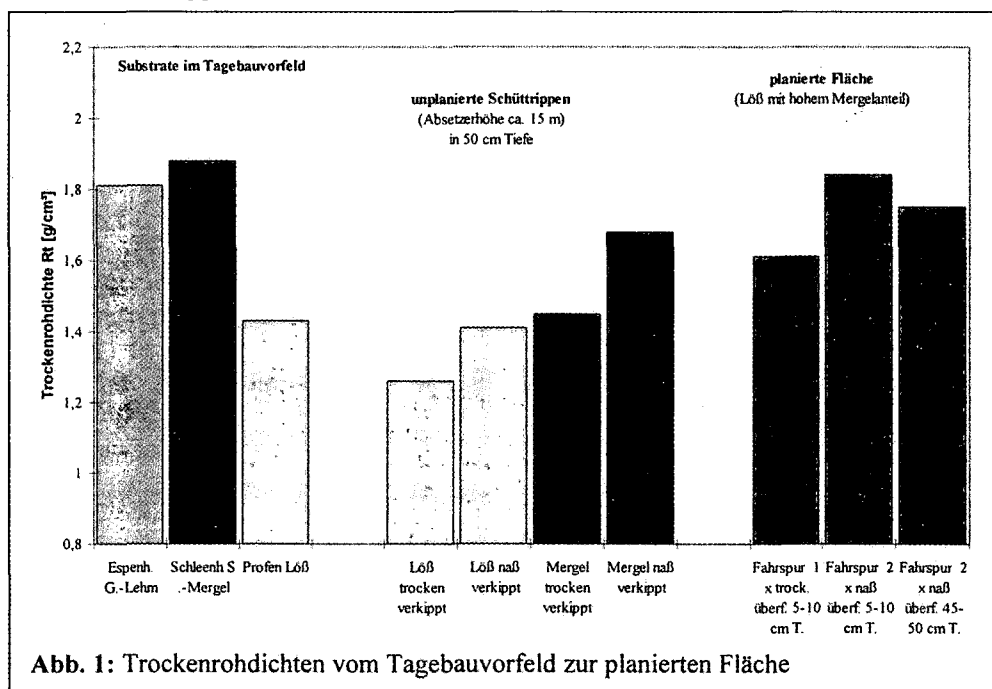


Abb. 1: Trockenrohdichten vom Tagebauvorfeld zur planierten Fläche

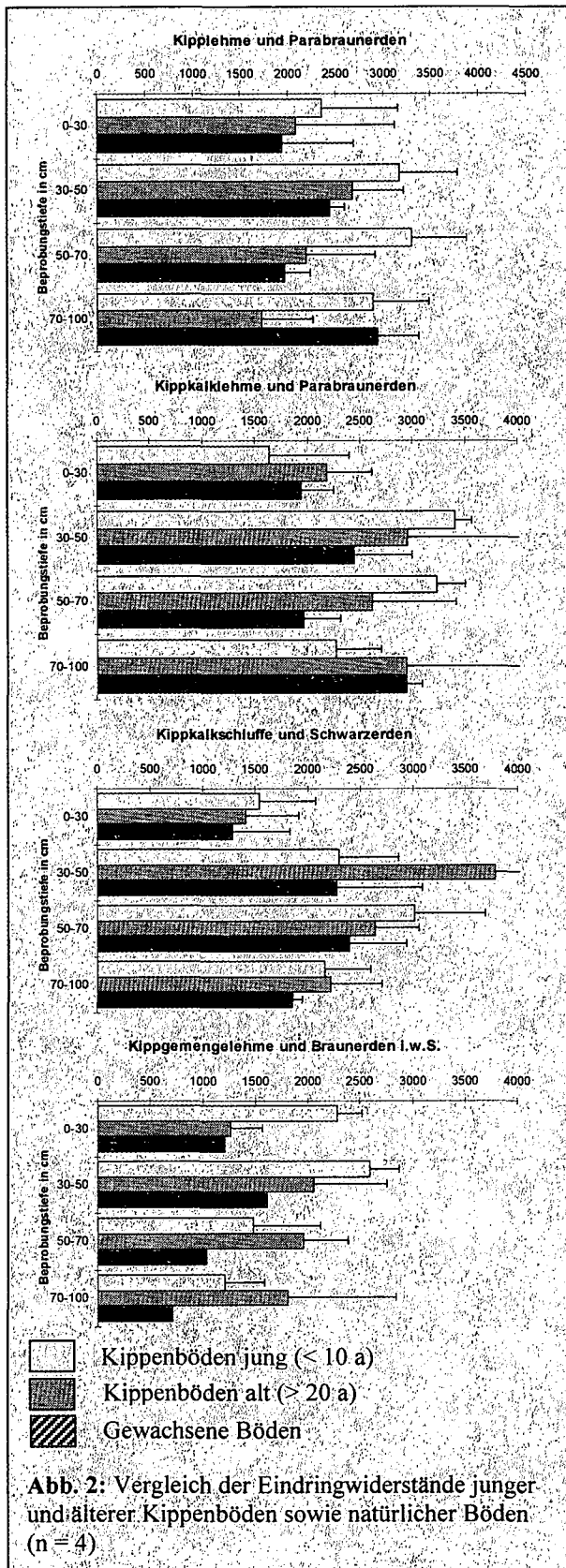


Abb. 2: Vergleich der Eindringwiderstände junger und älterer Kippenböden sowie natürlicher Böden (n = 4)

### 3.2 Bodenchemische Eigenschaften

Unter den bodenchemischen Eigenschaften verdient der Kohlenstoffgehalt die größte Bedeutung. Er steigt von den jungen zu den alten Neulandböden an (Abb. 3). Diese erreichen aber nicht das Niveau der gewachsenen Böden. Die Nährstoffgehalte lassen sich bei reichlicher Versorgung in wenigen Jahrzehnten auf das angestrebte Ziel anheben. In den Kipp-

Gemengelehmen mit hohen Anteilen von Tertiär-Kohlesanden ist eine hohe Kalkgabe erforderlich.

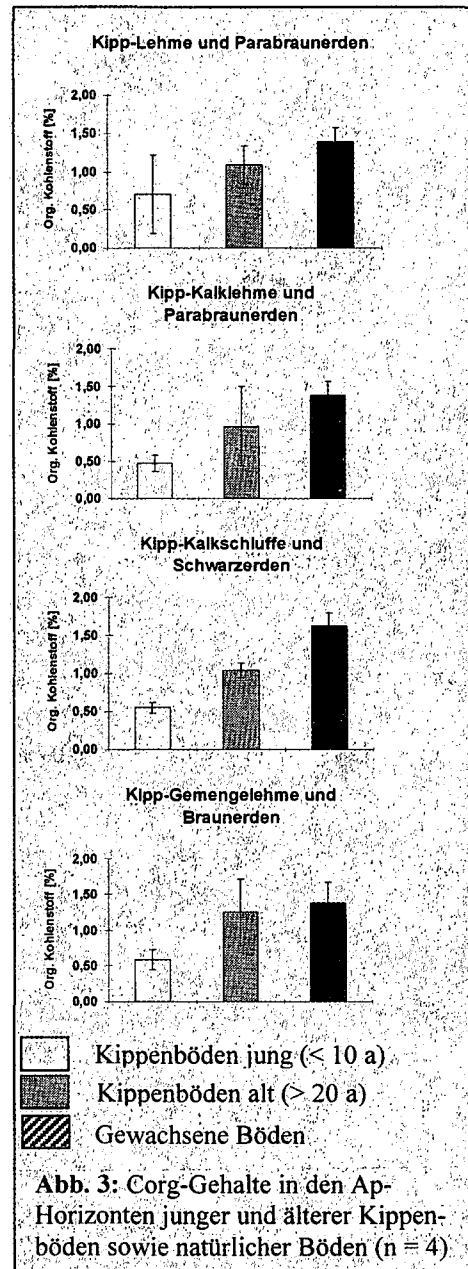


Abb. 3: Corg-Gehalte in den Ap-Horizonten junger und älterer Kippenböden sowie natürlicher Böden (n = 4)

### 3.3 Bodenbiologische Eigenschaften

Entsprechend dem Anstieg der Humusgehalte nehmen bodenbiologische Aktivität und Diversität zu. Bezogen auf den Kohlenstoffgehalt ist die Aktivität höher als in gewachsenen Böden, da der junge Kohlenstoff besser verfügbar ist.

### 3.4 Vergleich zwischen mitteldeutschen und westdeutschen Revieren

Die grundsätzlichen Bedingungen und Verhältnisse sind sehr ähnlich. Entscheidend für die Herstellung guter Neulandböden sind gute Ausgangssubstrate, verdichtungsfreie Umlagerung, ausreichende Zufuhr an organischen Massen, Basen und Mineraldünger, sowie eine gefügeschonende Erstbewirtschaftung. Werden diese Anforderungen erfüllt, stellen sich nach Jahrzehnten dem Altland vergleichbare Erträge ein.

# Melioration schadverdichteter Neulandböden aus Löß im Rheinischen Braunkohlenrevier durch Tieflockerung.

Schneider, R. u. Schröder, D.\*

## 1. Einleitung

Im Rheinischen Braunkohlenrevier sind bisher rund 27 000 ha Land für die Braunkohlegewinnung in Anspruch genommen worden, wovon mehr als die Hälfte wieder rekultiviert wurden. Land- und forstwirtschaftliche Nutzung dominieren beim Neuland.

Besonders das ältere Lößneuland ist jedoch schon bei der Wiederherstellung verbreitet tiefreichend verdichtet worden. Aufgrund der damit verbundenen erheblichen Beeinträchtigungen der Bodenfunktionen (Regelungs-, Lebensraum- und Produktionsfunktionen) handelt es sich dabei um Schadverdichtungen.

Treten diese bei landwirtschaftlicher Nutzung auf, ergeben sich für die Landwirte große Probleme bei der ordnungsgemäßen Bewirtschaftung (Bearbeitung, Durchwurzlung, Ertragsniveau und -sicherheit etc.). Diese verdichteten Flächen müssen melioriert werden. Hierzu ist eine Tieflockerung, gegebenenfalls mit Bedarfsdrainung, durchzuführen. Die Wirkung meliorativer Eingriffe in die gefügelabilen, schluffreichen Neulandböden und deren Erhaltungsdauer werden nachfolgend erörtert.

## 2. Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten im Rheinischen Braunkohlenrevier zwischen Erftstadt und Bergheim. Das Neuland besteht aus umgelagertem Lößlehm und Löß. Es handelt sich um Pararendzinen aus Kipp-Kalkschluff. Die Bodenart ist schluffiger Lehm bis toniger Schluff (Sand: 5-10 Gew.%, Schluff: 65-75 Gew.%, Ton: 15-20 Gew.%). Die Substrate sind karbonathaltig,  $\text{CaCO}_3$ : 4-8 Gew. %, pH: 7,5). Der Kohlenstoffgehalt ist auch nach 2-3 Jahrzehnten noch niedrig (0,3-0,5 Gew.% C). Zur Bewertung der Bodeneigenschaften der Neulandflächen sind ungestörte Parabraunerden aus Lößlehm der Region in die Untersuchungen einbezogen worden. Schadverdichtetes älteres Lößneuland wurde 3 und 10 Jahre nach der Tieflockerung mit dem Lockerungsgerät TLG 12 untersucht.

Es erfolgten umfangreiche feldbodenkundliche sowie bodenphysikalische und -mechanische Untersuchungen. Ergänzende pflanzenbauliche Befunde lieferten Auswertungen, die gemeinsam mit anderen Arbeitsgruppen durchgeführt wurden.

## 3. Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Vergleich Neu- und Altland

Ein direkter Vergleich von Neu- und Altlandböden lässt das Problem der Schadverdichtung deutlich erkennen (Abb. 1). Es zeigt sich, dass das alte Neuland hohe Dichten bis in den tieferen Unterboden besitzt, die deutlich über den Werten des Altlandes liegen. Die eingezeichnete kritische Grenze der Rohdichte ergibt sich aus einer Vielzahl von verschiedenen Untersuchungen und der Ableitung von Beziehungen zwischen verschiedenen physikalischen Eigenschaften und Ertragsmessungen. Junges, besser rekultiviertes Neuland erreicht den Grenzwert vielfach nicht.

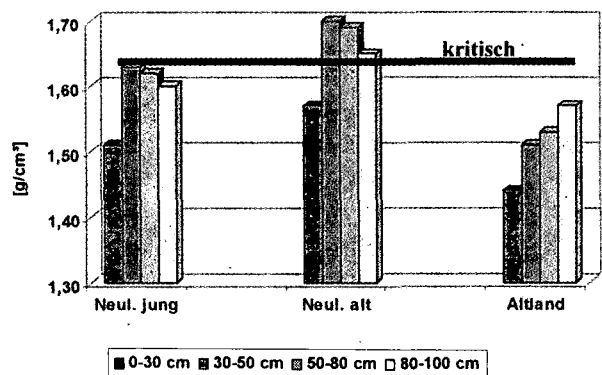


Abb. 1: Trockenrohddichte von jungem (ca. 10 Jahre) und altem (25-30 Jahre) Lößneuland sowie Altland (n=5)

Bei hoher Bodendichte werden Funktionsstörungen deutlich. Der Anteil weiter Grobporen bzw. die Luftkapazität ist besonders beim dichten älteren Neuland mit Werten um 2-3 Vol. % gering (Abb. 2). Die Leitfähigkeit für Wasser- und Luft ist stark eingeschränkt. Wasserstau, Durchlüftungs- und Durchwurzlungsprobleme sind die Folge.

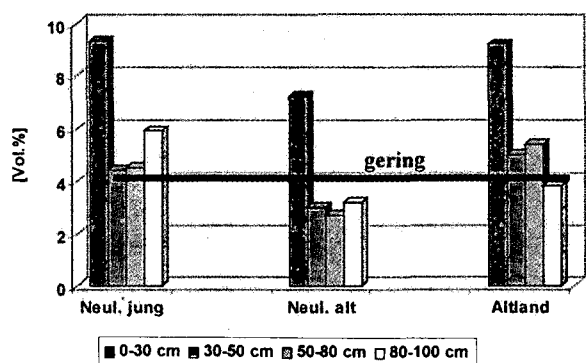


Abb. 2: Luftkapazität von jungem (ca. 10 Jahre) und altem (25-30 Jahre) Lößneuland sowie Altland (n=5)

\*Universität Trier, Bodenkunde, 54286 Trier

Die beste Melioration von tiefreichend schadverdichteten Böden ergibt eine mechanische Tieflockerung. Dabei

sind die Lockerungsbedürftigkeit, -fähigkeit, -technik und -würdigkeit zu berücksichtigen.

### 3.2. Vergleich von gelockertem und ungelockertem Neuland

Morphologisch lassen sich gelockerte und ungelockerte Böden gut unterscheiden. Die schadverdichteten Unterböden sind im makro- und mikroskopischen Maßstab strukturlos und kompakt. Die sogenannte mechanische Primärlöckerung schafft ein lockeres, grobes Gefüge, das durch die Sekundärlöckerungseffekte auf natürlichem Wege weiter zerteilt werden soll.

Im Feldmaßstab lässt sich der Lockerungseffekt gut mit Eindringwiderstandsmessungen belegen.

Ungelockerte Flächen sind Standorte gegenübergestellt, die 3 und 10 Jahre nach der Tieflockerung untersucht wurden. Im gelockerten Bereich bis etwa 80 cm Tiefe wurde die Bodendichte stark herabgesetzt. Das gilt auch für die mechanische Belastbarkeit, die bei Lössneuland vornehmlich durch die Dichte gesteuert wird. Hier setzen auch die häufig geäußerten Vorbehalte gegen die Lockerung gefügelabler Lössböden an. Eine Tendenz zur Rückverdichtung mit Erhöhung der Tragfähigkeit zeichnet sich unterhalb der Krume ab. Die kritische Grenze wird aber noch nicht erreicht und die Hauptlockerungszone in 50 – 80 cm Tiefe durch schonende Bewirtschaftung und tragfähigere Rückverdichtungszone geschützt.

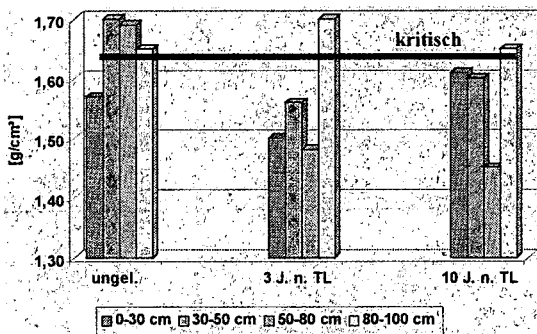


Abb. 3: Trockenrohddichte von gelockertem und ungelockertem, altem Lössneuland (n=5)

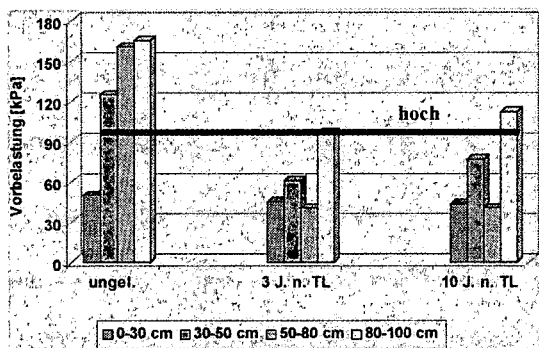


Abb. 4: Vorbelastung von gelockertem und ungelockertem, altem Lössneuland (n=5)

Auch die Luftkapazität und die Wasserdurchlässigkeit belegen die nachhaltige meliorative Lockerungswirkung. Drei Jahre nach der Lockerung sind beide Kennwerte hoch. Nach 10 Jahren gehen die Kennwerte unterhalb der Krume zurück, bleiben aber in der Hauptlockerungszone unverändert hoch.

Die Wasserspeichereffektivität, dargestellt als nFKWe und effektive FK ist auch nach 10 Jahre noch merklich höher. Andere Standorte sind ergänzend dargestellt. Auch hier zeigt sich eine vergleichbare Erhöhung der Wasserhaltefähigkeit, sogar bei Flächen, die schon vor 35 Jahren tiefgelockert wurden.

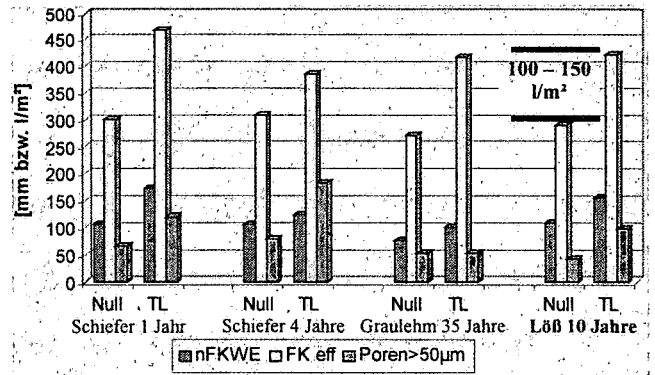


Abb. 5: Wasserspeichereffektivität gelockerter und ungelockerter Böden aus verschiedenen Substraten in Abhängigkeit von der Dauer seit Tieflockerung. (nFKWe: nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraumes, FK eff: effektive Feldkapazität unter Berücksichtigung der physiologischen Gründigkeit, P > 50µm)

Wasserspannungsmessungen im Gelände lassen erkennen, dass der gelockerte Boden eine deutliche Zunahme der Wasserspannung im Unterboden zeigt, was auf einen verstärkten Wasserentzug durch die Pflanzen, die den Unterboden erschließen, zurückzuführen ist.

Die Pflanzen reagieren deutlich positiv auf die Lockerung. In einem gemeinsam mit der Uni Bonn durchgeführten Meliorationsversuch konnte die stärkere Durchwurzelung der gelockerten Flächen belegt werden. Schon im Frühjahr erschließen die Wurzeln dynamisch den Unterboden, um sich dann in der Tiefe weiter auszubreiten. Im dichten Boden bleibt die Wurzelentwicklung vornehmlich auf den Oberboden beschränkt. Die günstigeren Bodeneigenschaften und die stärkere Durchwurzelung führten schließlich auch zu deutlichen Mehrerträgen.

Bodenschonende Folgebewirtschaftung ist unerlässlich für eine langfristige Erhaltung der Tieflockerung, gerade beim labilen Lössneuland. Hier sind als wichtigste Faktoren die Beachtung der Bodenfeuchte und die Reduktion der mechanischen Belastung zu nennen, wofür eine bodenschonende Kombination von Radlast, Kontaktflächen- und Reifeninnendruck anzustreben ist.

#### 4. Fazit:

Eine nachhaltige Melioration schadverdichteter, gefügelabler, schluffreicher Neulandböden ist möglich.

# Unterschiedliche Rekultivierungsansätze einer Altablagerung aus Hausmüll im Raum Osnabrück

- Projekt Altablagerung Waldhof -  
Ulrich Clever, Helmut Meuser\*

## Einleitung

Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie hat im Juni 1995 eine Auswertung der Daten von den bis zu diesem Zeitpunkt erfassten 8160 Altablagerungen durchgeführt. Altablagerungen aus Hausmüll machen den weitaus größten Anteil aus (ca. 65 %). Die häufigsten Nutzungsformen sind Forstwirtschaft, Landwirtschaft und Ödland (je ca. 30 %). Ziel des Projektes ist es Empfehlungen für geeignete Nachnutzungsmöglichkeiten einer Altablagerung aus Hausmüll zu geben.

## Gefährdungsabschätzung

Die Altablagerung Waldhof befindet sich in einem ehemaligen Kalksteinbruch am nördlichen Stadtrand von Osnabrück in der Wasserschutzgebietszone III. Der Grundwasserflurabstand beträgt ca. 40 m. Die natürliche Barriere zwischen Altablagerung und Grundwasser besteht aus klüftigem Kalkstein. Abbil-



Abbildung 1: Luftbild des Kalksteinbruchs 1963

\* Fachhochschule Osnabrück, Fachbereich Agrarwissenschaften, Postfach 1940, 49009 Osnabrück  
[u.clever@fh-osnabrueck.de](mailto:u.clever@fh-osnabrueck.de)  
[h.meuser@fh-osnabrueck.de](mailto:h.meuser@fh-osnabrueck.de)

dung 1 zeigt den Kalksteinbruch vor seiner Wiederverfüllung mit Müll.

Die Verfüllung erfolgte zunächst unkontrolliert, später lagerte auch die Stadt Osnabrück bis zur Schließung der Deponie im Jahre 1972 Hausmüll ein. Zur Feststellung der Mächtigkeit und der Substratzusammensetzung der Altablagerung sind Rammkernsondierungen in einem Raster von 10 x 10 m abgeteuft worden. Das Spektrum an vorgefundenen Substraten der bis zu 10 m tiefen Deponie ist in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Häufigkeit der gefundenen anthropogenen Substrate

Hauptkomponentengruppe	Komponenten
Müll	Kunststoff, Glas, Keramik, Metall, Holz, Organ. Reststoffe, Problemabfälle
	Materialverbundstoffe
Bauschutt	Ziegel, Gips, Mörtel, Beton und Stahlbeton
	Bitumen- u. Teerasphalt
Aschen	Rostasche, Schmelzkammergranulat
	Ofenausbruch, Hausbrandasche, Rostasche
	Hausbrandasche
Bergematerial und Kohle	Haldenberge
	Steinkohle / Anthrazitkohle, Steinkohlekoks, Braunkohle
Schlacken	Hochofenstückeschlacke
	Kupferschlacke, Zinkschlacke

Die Schwermetallanalytik (Mikrowellen-druckaufschluss mit Königswasser, Messung mit der ICP) der bei den Sondierungen entnommenen Bodenproben bis 1 m Tiefe ergab Werte, die im Durchschnitt das dreifache der natürlichen Hintergrundwerte betragen. Bei einigen Proben wurde der Maßnahmenwert Grünland für die Elemente Arsen und Kupfer überschritten. Ab einem Meter Tiefe weist der Deponiekörper eine Belastung vor allem mit den Elementen Kupfer, Blei und Zink auf. Bodenluftuntersuchungen mit einem mobilen Messgerät weisen die höchsten Methankonzentrationen (19-24 %) im zentralen Bereich der Altablagerung aus. In Randbereichen mit Ablagerungsmächtigkeiten von weniger als



2 m beträgt die CH<sub>4</sub> Konzentration nur noch 0-6 %.

**Nachnutzungsmöglichkeiten**

Die Abdeckungsmächtigkeit beträgt durchschnittlich nur 30 cm (Abb. 2, Yo-Ah u. jYo1). Die Bodenart variiert kleinräumig vom lehmigen Sand bis hin zum Ton sehr stark. Es ist eine Wechselagerung von mineralischen (jYo1, jYo3) und Müllhorizonten (jYo2, jYoC-Yro) zu erkennen. Im ganzen Profil sind reduktive Merkmale vorhanden. Ab 60 cm Tiefe überwiegen sie. Der Bodentyp ist somit ein Ockerreduktosol aus Lehmauftrag über Hausmüll.

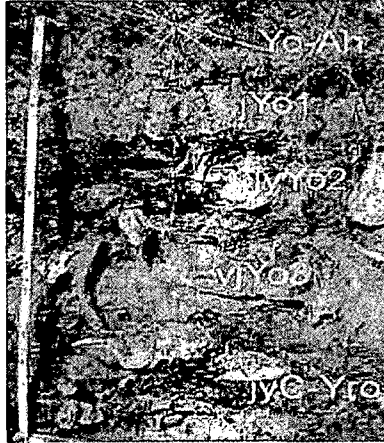


Abbildung 2: Bodenprofil

Es werden auf diesem Standort Aufforstung, landwirtschaftliche Nutzung und natürliche Sukzession als Rekultivierungsmöglichkeit untersucht, weil diese die drei häufigsten tatsächlichen Nutzungsformen sind. Eine Teilfläche der Altablagerung wurde mit einheimischen Bäumen und Sträuchern (s. Tab. 2) aufgeforstet. Es werden u. a. die Parameter Zuwachs und Blattschäden bonitiert. Erste Zwischenergebnisse sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Gehölzarten und -bonituren

Art	Zuwachs	Blattgesundheit
Acer pseudoplatanus	-	-
Alnus glutinosa	+	0
Betula pendula	0	-
Fraxinus excelsior	0	+
Rhamnus frangula	+	+
Sambucus nigra	0	0
Viburnum opulus	+	-
Rosa canina	-	+
+ => Ø      0 = Ø      - = < Ø		

Die unterdurchschnittliche Wuchsleistung von Acer pseudoplatanus rührt daher, dass Wurzelschäden durch Wühlmausfraß bisher nur bei dieser Art beobachtet werden. Bei Betula pendula gab es im Frühsommer 2002 einen Befall mit Birkenspannern. Die Fraßschäden sind als ein Faktor der Blattgesundheit mit eingeflossen.

Die landwirtschaftliche Nutzung der Deponieoberfläche erfolgt als Parzellenversuch mit der Fruchtfolge: Kleegras, Weizen, Gerste, Hafer, Hanf. Der Hanf ist aufgrund seiner Eignung als Phytoremediationspflanze in den Versuch mit aufgenommen worden. Die Schwermetallgehalte im Aufwuchs weisen den 1,5-fachen Wert der Kontrollen auf und liegen somit noch deutlich unter dem Prüfwert für Futtermittelqualität. Auch der Hanf zeigt keine Tendenz zu erhöhten Schwermetallgehalten. Sie liegen auf dem Niveau von Weizenstroh. Landwirtschaft ist somit trotz der geringen Abdeckungsmächtigkeit nicht grundsätzlich auszuschließen.

Hauptbestandbildner der Sukzessionsfläche sind nach zwei Jahren Beobachtungszeit immer noch die Gräser des Wirtschaftsgrünlandes. Die pflanzensoziologischen Kartierungen zeigen lediglich eine leichte Zunahme an Staudengewächsen.

**Ausblick**

Die wichtigsten Fragen, die es im weiteren Verlauf des Projektes noch zu klären gilt, sind: die Eignung des Standortes für Pflanzenwachstum unter besonderer Berücksichtigung der Methanproblematik und der Stoffaustrag aus der Altablagerung, insbesondere die Gefährdungspfade Boden-Atmosphäre und Boden-Grundwasser.

## Untersuchungen zur präferenziellen Wasser- und Stoffverlagerung in forstlich rekultivierten Kippen der Lausitz

Horst H. Gerke<sup>1</sup>, W. Schaaf<sup>2</sup>, R. F. Hüttl<sup>2</sup>

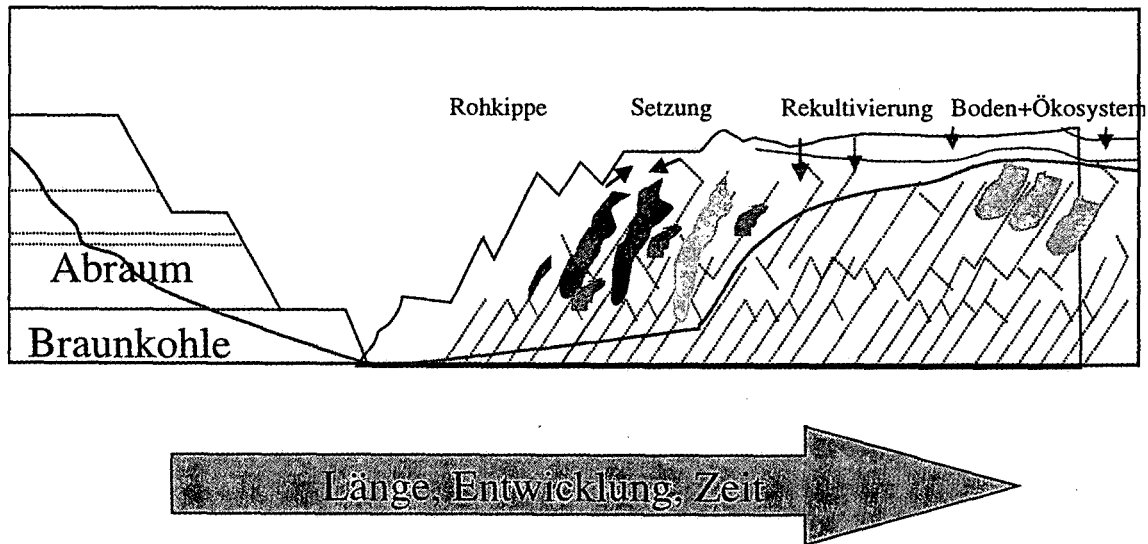
### Einleitung

Zur Einschätzung des Erfolgs von Rekultivierungsmaßnahmen und somit zur langfristigen Prognose der Stabilität von neu etablierten agrarischen oder forstlichen Ökosystemen dienen Elementbilanzen. Bei Kippböden können Wasser- und Elementbilanzen zudem zur Prognose der Bodenentwicklung eingesetzt werden. Neben der Einschätzung der Wuchsbedingungen von aufwachsenden Forstbeständen dient die Bilanzierung des Bodenwasserhaushalts gleichzeitig zur Prognose der langfristigen Entwicklung von Menge und Beschaffenheit des Sickerwassers.

Bei nahezu allen bisherigen Arbeiten zum Wasser- und Stoffhaushalt von Kippboden-Ökosystemen wurden bislang Standardmethoden für homogene 'natürliche' Böden einge-

setzt., Obwohl jedoch durch Förderung und Verkippung der Abraumsedimente sowie durch die anschließende Rekultivierung eine Homogenisierung auf einer größeren Raumskala erfolgt, ist das Boden-Ausgangssubstrat selbst kleinräumig äußerst heterogen (z.B. Wünsche und Thum, 1990; Prein, 1994; Latif, 1993; Feldhaus und Wilczynski, 1996; 1998; Varela et al., 1993; Vogler und Vogler, 1998). Die Eigenschaften und Effekte physikalisch-geochemisch völlig gegensätzlicher, anfangs teilweise noch in ihrem geologischen Ausgangszustand kleinräumig direkt nebeneinander vorliegender Sedimente in hydraulischer Sicht sind bislang unklar.

Ziel unserer Untersuchungen ist daher die Aufklärung der Fließ- und Transportvorgänge im Kippboden in Abhängigkeit der Boden- und Sedimenteigenschaften.



**Abbildung 1:** Schematische Darstellung eines Querschnitts durch einen Braunkohlentagebau mit Strukturen und Prozessen in Verlauf der Kippentwicklung.

### Fließprozesse, Raum- und Zeitskalen

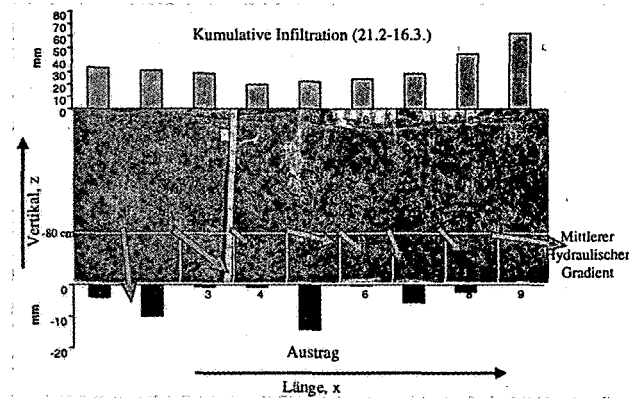
Die Wasser- und Stoffverlagerungsprozesse in Kippen der Lausitz sind abhängig von der Raumskala und dem Kippentwicklungsstadi-

um. In der Phase der unbewachsenen Rohkippe (Abb. 1) dominieren Oberflächenabfluss und Bodenerosion mit lokalisierter Infiltration ausgehend von Senken, in denen sich temporär Wasser aufstauen kann. Unklar ist, in welchen

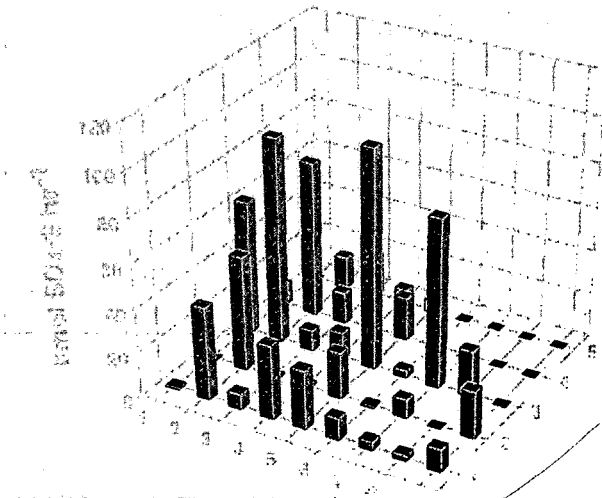
<sup>1</sup>Horst H. Gerke, Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e. V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Straße 84, D-15374 Müncheberg, hgerke@zalf.de.

<sup>2</sup>Wolfgang Schaaf und Reinhard F. Hüttl, Lehrstuhl für Bodenschutz und Rekultivierung, Brandenburgische Technische Universität Cottbus, Postfach 101344, D-03013 Cottbus.

Zonen oder Fließbahnen in den bis zu 100 m mächtigen, anfangs wasserungesättigten Kippmassiven die Verlagerung abläuft. Vermutlich funktionieren die schräg stehenden Strukturen der Kipprippen und innerhalb dieser wiederum die Heterogenität der Abraumsedimente als bevorzugte Fließbahnen.



**Abbildung 2:** Räumlich verteilte Infiltration und Versickerung sowie hydraulische Gradienten gemessen an einem kohlehaltigen Kippboden am Standort Bärenbrück bei Cottbus.



**Abbildung 3:** Räumliche Verteilung des Sulfataustrags aus einem kohlehaltigen Kippboden (Bärenbrück).

In späteren Stadien forstlich rekultivierter Kippböden (Abb. 1, rechts) ist vermutlich ein Ursachenkomplex für die Entstehung präferenzzieller Fließbahnen verantwortlich. Je nach Bodenzustand können dabei in unterschiedlichem Ausmaß (Abb. 2) Meliorations- (Oberboden) und Kippstrukturen (Unterboden), kleinräumige Heterogenität der Sedimente, räumliche Verteilung von kohligen Fragmenten, temporäre Benetzungshemmung und Wurzelkanäle zur Entstehung von Fließbahnen beitragen. Die

Auswaschung gelöster Stoffe (Abb. 3) ist dort besonders stark, wo Fließbahnen und Pyrit-Oxidationszonen in Kontakt stehen.

### Schlussfolgerungen

Der wesentliche Unterschied zu ‚natürlich entwickelten‘ Böden, wo jeweils ein Typ von präferenzziellen Fließwegen je Bodentyp dominiert, scheint hier darin zu bestehen, dass die Fließmuster sich dynamisch je nach Randbedingungen (kurzfristig) und Kippboden-Entwicklungszustand (längerfristig) ändern.

### Danksagung

Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Unterstützung (Ge 990-2, SFB 565 ‚gestörte Kulturlandschaften‘ Teilprojekt A1) und E. Hangen, B. Wecker, M. Einecke für die Mitarbeit.

### Literatur:

- Feldhaus, D., A. W. Wilczynski, 1996. Vergleich der bodenphysikalischen Eigenschaften von natürlichen und gekippten Böden unter dem Aspekt der Grundwasserneubildung. In: „Methoden und Ergebnisse“, GBL - Gemeinschaftsvorhaben, Hrsg.: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (GGA) Hannover, Heft Nr. 3, 153-157, Schweizerbart, Stuttgart.
- Feldhaus, D., A. W. Wilczynski, 1998. Stoffkonzentrationen und Stoffaustrag aus Kippenböden im Bitterfelder Revier. In: Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung Hannover (Hrsg.), GBL-Heft Nr. 5, 96-101, Schweizerbart, Stuttgart.
- Latif, A., 1993: Die physikalischen Eigenschaften der Böden von Braunkohleabraumhalden in ihrer Wirkung auf die Begrünung und Erodierbarkeit. Ökologie und Umweltsicherung 4, Gesamthochschule Kassel, Witzenhausen, 238 pp.
- Prein, A., 1994. Sauerstoffzufuhr als limitierender Faktor für die Pyritverwitterung in Abraummkippen von Braunkohlentagebauen. Mitteilungen, Inst. für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau der Universität Hannover, 79: 1-126.
- Varela, C., C. Vazquez, M.V. Gonzales-Sagregorio, M.C. Leiros, F. Gil-Sotres, 1993. Chemical and physical properties of opencast lignite minesoils. Soil Sci. 156, 193-204.
- Vogler, E., F. Vogler, 1998. Zur Repräsentanz von Bodenuntersuchungen auf Kippen mit quartärem Bodenmaterial. Arch. Acker- Pfl. Boden. 43, 145-156.
- Wünsche, M., J. Thum, 1990. Bodensubstrate und Bodenentwicklung der landwirtschaftlich genutzten Flurkippe Espenhain (Sachsen). Arch. Naturschutz Land. Forschung Berlin 30/4, 217-222.

## Simulation des Wasserhaushalts von Abdichtungssystemen – das HELP-Modell

Klaus Berger

### Einleitung

Der Wasserhaushalt und die hydrologische Wirksamkeit sind wesentliche Aspekte bei der standortspezifischen Dimensionierung von Oberflächenabdichtungssystemen. Wegen der Komplexität der beteiligten Prozesse ist ihre Modellierung sinnvoll. Um eine breite Anwendung durch Planungsbüros und Genehmigungsbehörden zu ermöglichen, muss das Modell relativ einfach und die erforderlichen Daten leicht beschaffbar sein. Ausgerichtet auf diese Ziele wurde in den USA das „Hydrologic Evaluation of Landfill Performance“ (HELP) Modell entwickelt. HELP ist das vermutlich am weitesten verbreitete Modell für diesen Anwendungsbereich.

Die derzeit aktuelle Version 3 (SCHROEDER et al. 1994a,b) wurde in einer umfangreichen Validierungsstudie auf ihre Eignung für die Anwendung in Deutschland untersucht (BERGER 1998, BERGER et al. 1999) und später weiterentwickelt (aktuell: SCHROEDER & BERGER 2002). Für die US-Version wurde eine graphische Benutzeroberfläche für Windows kommerziell entwickelt (Visual HELP von WHI Inc.). Mit der Anwendung von Wasserhaushaltsmodellen für Deponieabdichtungssysteme, speziell des HELP-Modells, beschäftigen sich die GDA-EMPFEHLUNG E 2-30, RAMKE et al. (2000) und BERGER (2002).

In diesem Beitrag wird eine Einführung in das Modell gegeben.

### Konzept und Prozesse des HELP-Modells

HELP ist ein quasi-zweidimensionales Schichtmodell für den Wasserhaushalt und die Wasserflüsse in Deponien. Es werden eindimensionale Prozesse in vertikaler (v. a. Versickerung, Verdunstung) und in lateraler Richtung (Oberflächen-, Dränschichtabfluss) modelliert und miteinander gekoppelt, ein zweidimensionaler Fluss wird jedoch nicht berechnet. Die Schichten einer

Deponie werden nach ihrer Funktion in vier Schichttypen klassifiziert. Welche Prozesse simuliert werden und wie dies geschieht hängt vom Schichttyp ab. HELP arbeitet mit einem ein-tägigen Zeitschritt (intern auch feiner). An Eingabedaten werden Tageswerte von Niederschlag, Temperatur und Globalstrahlung für 1 bis 100 Kalenderjahre, Parameter für die Verdunstungsberechnung sowie Boden- und Systemaufbaudaten benötigt. Als Vegetation ist nur Grasbewuchs (oder unbewachsener Boden) vorgesehen. Der Systemaufbau ist während eines Simulationslaufs konstant.

HELP modelliert eine Vielzahl an hydrologischen Prozessen, die vorwiegend der Literatur oder anderen Modellen entnommen wurden und sich meist auf einem elementaren Niveau (empirische Ansätze) befinden:

- Niederschlag (Eingangsgröße)
- Speicherung des Niederschlags als Schnee; Schneeschmelze
- Oberflächenabfluss mit der SCS curve number method
- Potentielle Verdunstung mit einem vereinfachten Penman-Ansatz
- Reale Verdunstung aufbauend auf einem Modell von Ritchie (1972) mit den drei Komponenten Verdunstung von Oberflächenwasser (i. w. Interzeptionsverdunstung, daneben Sublimation von Schnee, Verdunstung von Schmelzwasser), Bodenevaporation und Transpiration der Pflanzen
- Die reale Verdunstung wird gekoppelt an ein Wachstums- und Zersetzungsmodell der Vegetation berechnet, was in Wasserhaushaltsmodellen relativ selten ist
- Ungesättigter/gesättigter vertikaler Fluss mit der Darcy-Buckingham-Gleichung; die ungesättigte Wasserleitfähigkeit wird in Abhängigkeit vom Wassergehalt nach Brooks & Corey (1964) berechnet.
- Gesättigter Dränschichtabfluss mit einer an Deponieverhältnisse (geneigte, durchlässige Sohle) angepassten Boussinesq-Gleichung
- Durchsickerung von Kunststoffdichtungsbahnen auf Basis von Arbeiten von Giroud & Bonaparte (1989) in Form von Wasserdampfdiffusion durch intakte Bereiche (minimale Mengen) und Versickerung durch Fabrikations- und Einbaufehlstellen
- Gesättigte Durchsickerung von mineralischen Dichtschichten mit dem Darcy-Gesetz
- Bodenfrost (sehr elementar)

## Weiterentwicklung HELP 3.55 D

HELP 3.55 D (SCHROEDER & BERGER 2002) weist gegenüber der aktuellen Originalversion HELP 3.07 neben einer neu programmierten und in der Handhabung verbesserten Benutzeroberfläche sowie den Anpassungen der Dateneingabe an deutsche Verhältnisse, deutschem Benutzerhandbuch und Online-Hilfetexten (bereits seit Vs. 3.07 D) insbesondere Änderungen und Weiterentwicklungen im Simulationsmodul auf, die auf BERGER (1998) und späteren Validierungsergebnissen beruhen:

- Softwaretechnische Überarbeitung zur Vereinfachung von Wartung und Weiterentwicklung des Modells
- Fehlerkorrekturen beim (un)gesättigten Fluss (vgl. BERGER 2000)
- Fehlerkorrekturen bei bestimmten Aufbauten mit Dränmatten (vgl. BERGER 2000)
- Pragmatische Weiterentwicklung des Bodenfrostmodells (schrittweises Frieren und Tauen); damit weitgehende Behebung von Folgefehlern im Oberflächen- und im Dränabfluss
- Fehlerkorrekturen und Weiterentwicklungen im Teilmodell für die reale Verdunstung und das Wachstum und die Zersetzung der Vegetation, v. a. Austausch des Interzeptionsmodells gegen eines aufbauend auf v. Hoyningen-Huene (1983) mit Interzeptionsspeicher sowie Ergänzung der Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums durch Wasserstress (Luftmangel) aus dem Modell EPIC.
- Vereinheitlichung der Entwässerungsgrenze durch ungesättigten Fluss auf die „US-Feldkapazität“ (bei 330 hPa Wasserspannung).

## Generelle Anwendungsmöglichkeiten und -grenzen

HELP kann für einen Variantenvergleich unter dem Klima des Standorts von Regelabdichtungssystemen, Oberflächenabdeckungen sowie Doppel- und Mehrfachdichtungen eingesetzt werden. Kapillarsperren sind nicht simulierbar, da die zugrunde liegenden physikalischen Prozesse nicht erfasst werden.

Unter anderem bestehen folgende generelle Grenzen:

- Die Physik der Flüsse ist vereinfacht, Bodenmechanik und Bodenchemie werden nicht berücksichtigt.

- Alterung wird nicht berücksichtigt (Sukzession, Austrocknung mineralischer Dichtungen u.a.m.).
- Makroporenfluss wird nicht erfasst (unimodaler Ein-Bereich-Porenraum).
- Kapillarkräfte werden nicht explizit berücksichtigt.
- Wegen des eintägigen Zeitschritts werden kürzere Ereignisse (Starkregen mit Folgen v. a. für den Oberflächen-, aber auch für den Dränabfluss) nicht erfasst.

## Literatur

Hier nicht genannte Literatur ist in BERGER (1998) nachgewiesen.

BERGER, K., 1998: Validierung und Anpassung des Simulationsmodells HELP zur Berechnung des Wasserhaushalts von Deponien für deutsche Verhältnisse. Schlußbericht, Umweltbundesamt, Fachgebiet III 3.6, Berlin

BERGER, K., 2000: Möglichkeiten und Grenzen der Anwendung des HELP-Modells. Müll und Abfall, 32 (2), S. 65-76

BERGER, K., 2002: Anwendung des HELP-Modells für die Simulation des Wasserhaushalts von Oberflächenabdichtungssystemen. In: FRANZIUS, V.; WOLF, K.; BRANDT, E.: Handbuch der Altlastensanierung, 2. Aufl., 30. Erg.-Lfg. Aug. 2002, Kennzahl 5588

BERGER, K.; SCHNEIDER, W.; MIEHLICH, G., 1999: Validierung des HELP-Modells zur Wasserhaushalts-simulation von Oberflächenabdichtungssystemen. Wasser & Boden, 51 (10), S. 20-25

GDA-EMPFEHLUNG E 2-30: Modellierung des Wasserhaushalts der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien. Bautechnik 75 (9), 1998, S. 616-626

RAMKE, H.-G.; BERGER, K.; STIEF, K. (Hrsg.), 2000: Wasserhaushalt der Oberflächenabdichtungssysteme von Deponien und Altlasten. Anwendung des HELP-Modells und Gestaltung der Rekultivierungsschicht. Tagung, 8. September 2000. Universität Hamburg, Hamb. Bodenkundl. Arb. 47

SCHROEDER, P.R.; BERGER, K., 2002: Das Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Modell. Deutsche Version HELP 3.55 D. CD mit Programm und elektronischer Dokumentation. Institut für Bodenkunde, Universität Hamburg; Internet: [www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/fsimhelp.htm](http://www.geowiss.uni-hamburg.de/i-boden/fsimhelp.htm)

SCHROEDER, P.R. et al., 1994a,b: The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. 2 Bd.: User's Guide / Engineering Documentation for Version 3. EPA/600/R-94/168a,b, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio

# Ein- und zweidimensionale Modellierung von Wasserflüssen in einem forstlich rekultivierten, heterogenen Braunkohletagebauabraum-Boden

Uwe Buczko<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institut f. Bodenlandschaftsforschung Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V., Müncheberg, e-mail: [buczko@zalf.de](mailto:buczko@zalf.de)

## Einleitung

Für die Kippenböden des Braunkohletagebaues im Lausitzer Revier ist es wichtig, die Menge des Eintrags von sauren Sickerwässern in das Grundwasser abzuschätzen. Die Abraumkippen weisen jedoch eine hohe räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften auf, welche einen bedeutenden Einfluss auf Wasser- und Stoffflüsse hat. Das bedeutet, dass die Quantifizierung von Wasser- und Stoffflüssen in Abraumkippen des Braunkohletagebaues durch die räumliche Heterogenität von Bodeneigenschaften erschwert wird und die meist verwendete 1D-Modellierung des Wasserhaushalts vermutlich fehlerbehaftet ist. Es sollen hier zunächst für einen Kippenboden des Lausitzer Braunkohlereviere gemessene Sickerwasserflüsse und simulierte Flüsse eines 1D-Modells gegenübergestellt werden. Als nächster Schritt werden die Wasserflüsse zweidimensional unter Einbeziehung der Kippenstrukturen und gemessener Bodenparameter modelliert.

## Standortuntersuchungen

Der Untersuchungsstandort „Bärenbrücker Höhe“, 12 km NE von Cottbus, wurde 1977 als Aussenkippe der Tagebaue Cottbus-Nord und Jänschwalde verkippt. Er besteht aus überwiegend grobklastischen Sedimenten tertiären und quartären Alters. 1978 wurde er mit 190 t/ha CaO in Form von Kesselhausasche melioriert, die bis 40 cm Tiefe eingepflügt wurde. 1982 erfolgte eine Aufforstung mit *Pinus nigra* bei einer Pflanzdichte von 7375 Stämme/ha. Der Bodentyp an diesem Standort wird als Kipp-Lockersyrosem klassifiziert. Die Bärenbrücker Höhe war und ist Untersuchungsobjekt verschiedener Forschungsprojekte der BTU Cottbus, unter anderem des BTUC-Innovationskollegs „Bergbaufolgelandschaften“ und des SFB 565 „Gestörte Landschaften“. Hier wurde über einen Zeitraum von fast zwei Jahre das Sickerwasser aus 1,10 m Bodentiefe räumlich aufgelöst mit einem Zellenlysimeter erfasst (Hangen 2002). Die räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften wurde u.A. in Bezug zur Hydrophobie dokumentiert (Gerke et al. 2001).

## 1D-Simulation des Wasserhaushalts

Der Wasserhaushalt wurde ursprünglich für den Zeitraum Mai 1995 bis März 1999 (Scherzer 2001) simuliert und später mit identischen Parametern

weitergeführt bis September 2001. Dabei wurde das 1D SVAT (soil-vegetation-atmosphere-transfer) Model SOIL/COUP (Jansson & Karlberg 2001) verwendet. Für den Zeitraum bis 1999 lagen keine Messungen des tatsächlichen Sickerwasseranfalls vor, Grundlage der Simulationen waren gemessene Klimadaten, sowie Bodentensionen und Wassergehalte (TDR) in 20, 60 und 100 cm Tiefe. Abb. 1 zeigt Monatswerte der mit dem 1D-Modell simulierten und der gemessenen Sickerwasserraten. Die mit dem 1D Modell simulierte Tiefensickerung ist deutlich geringer als die gemessenen Sickerraten. Im rel. trockenen Jahr 2001 ist die simulierte Tiefensickerung annähernd gleich null, während bis zu 18 mm pro Monat gemessen wurden.

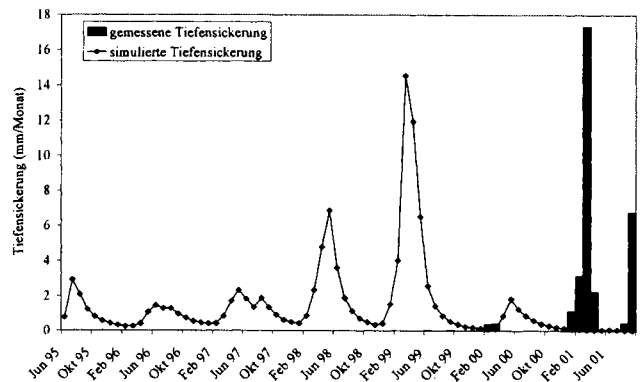


Abb. 1: 1D-Simulation - simulierte und gemessene Tiefensickerung (Monatswerte).

## 2D-Simulationen

Für die 2D-Simulationen wurde das numerische Finite-Elemente Modell Hydrus-2D (Simunek et al. 1999) verwendet. In diesem Modell wird der Wasserfluss mit der Richards-Gleichung beschrieben. Der simulierte 2D-vertikale Querschnitt wurde aufgrund visueller Kriterien von Detailaufnahmen nach Abgraben des Bodenmonoliths konstruiert. Demnach wird die 40 cm mächtige, homogene Meliorationsschicht an der Oberfläche von mehreren, mit 35 Grad einfallenden Kippstrukturen unterlagert. Die hydraulischen Parameter der einzelnen Kippenstrukturen wurden, ähnlich wie in Buczko (1999), auf Basis der gemessenen Daten der Textur, Lagerungsdichte und der Kohlegehalte berechnet. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit wurde mit der Kozeny-Carman Gleichung berechnet. Dabei wurde der Gehalt an kohligten Partikeln von über 2 mm Durchmesser von der durchflossenen Porosität abgezogen. Die pF-WG-Beziehung wurde für die

sandige Matrix mit dem Arya-Paris-Modell berechnet. Für die Sand-Kohlegemische der einzelnen Kipprippen wurde die pF-WG-Kurve jeweils als volumengewichtetes Mittel der Kurven für die Sandmatrix und derjenigen der kohligen Partikel berechnet (Abb. 2).

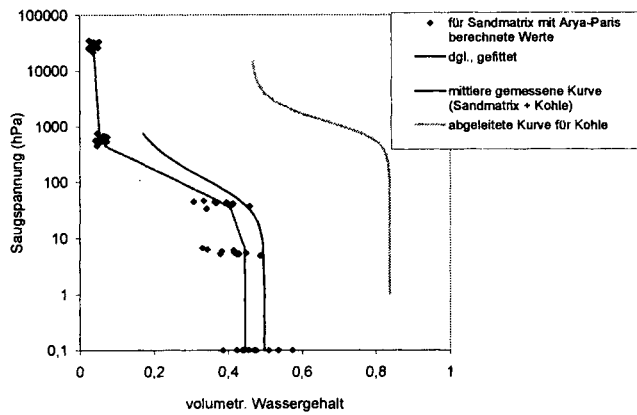


Abb. 2: Berechnung der gesamt-pF-WG-Kurve.

Die mit dem 2D-Modell simulierten Sickerwasserflüsse sind deutlich größer als die mit dem 1D-Modell ermittelten Werte, oft sogar größer als die gemessenen Sickerwasserflüsse (Abb. 3).

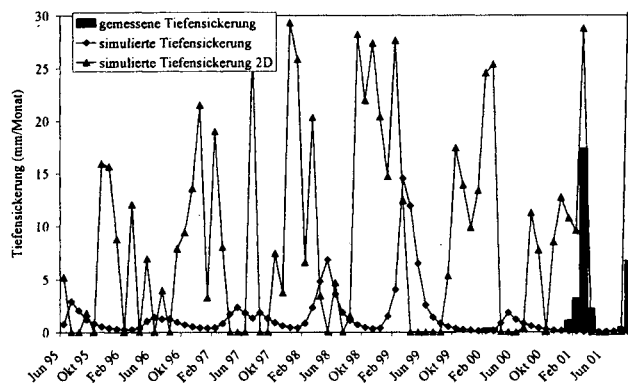


Abb. 3: 2D-Simulation - Monatswerte der simulierten Sickerwasserflüsse

Die am Standort gemessenen Sickerwasserflüsse zeigen eine extreme räumliche Variabilität (Abb. 4).

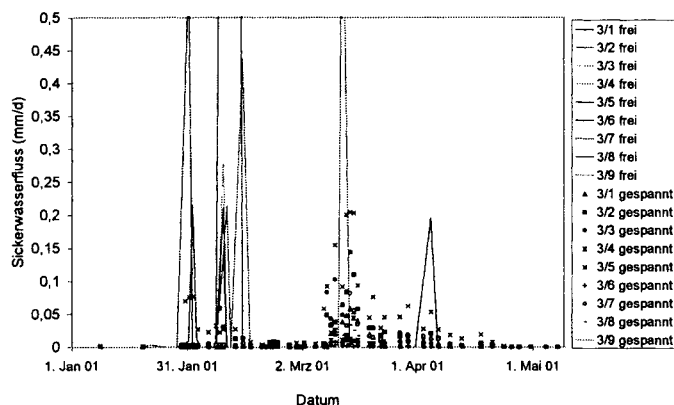


Abb. 4: Räumliche Variabilität der gemessenen Sickerwasserflüsse.

Mit den bisherigen Modellvorstellungen (in sich homogene Kipprippenstrukturen) kann diese

räumliche Variabilität der Sickerwasserflüsse offenbar nicht nachvollzogen werden (Abb. 5).

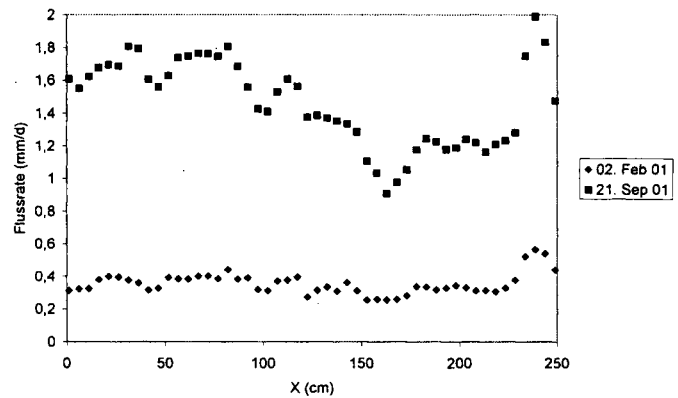


Abb. 5: Räumliche Variabilität der simulierten Sickerwasserflüsse.

### Schlussfolgerungen

Die in-situ gemessenen Sickerwasserflüsse sind deutlich größer als die mit einem 1D-SVAT-Modell simulierten Werte. Ein 2D-Modell mit Kippstrukturen und hydraulischen Parametern, die aus Textur, Lagerungsdichte und Kohlegehalt berechnet wurden, gibt die Summen der gemessenen Sickerwasserflüsse größenordnungsmäßig besser wieder. Die hohe räumliche Variabilität der gemessenen Sickerwasserflüsse wird jedoch durch ein einfaches 2D-Modell mit homogenen Parametern für jede einzelne Kipprippe nicht reproduziert. Vermutlich spielt die räumliche Variabilität der bodenhydraulischen Eigenschaften innerhalb der Kipprippen eine bedeutende Rolle.

### Literatur

Buczko, U. 1999. Modellierung des Wasserflusses und Stofftransports in der wasserungesättigten Zone heterogener Braunkohletagebau-Abraumkippen der Lausitz. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Bd. 6.

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.

Hangen, E. 2002. Präferenzierter Fluss in einem heterogenen aufgeforsteten Kippboden. Diss. LS Bodenschutz, BTU Cottbus, August 2002.

Jansson, P-E & Karlberg, L. 2001. Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm 325pp., (<ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>)

Scherzer, J. 2001. Der Wasserhaushalt von Kiefernforsten auf Kippböden der Niederlausitz. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 16.

Simunek, J., Sejna, M. & van Genuchten, M. Th., 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, Riverside, CA.

# Einsatz einer Kapillarsperre aus mineralischen Abfällen als alternative Deponieoberflächenabdichtung – Anforderungen und erste Ergebnisse

Birte Pfeiffer\*, Vera Blencke\*, Stefan Gäth\*

## 1 Einleitung

Die im August letzten Jahres in Kraft getretene Deponieverordnung (DepV) lässt neben der herkömmlichen Regelabdichtung nach TA Siedlungsabfall (1993) nun auch Möglichkeiten alternativer Deponieoberflächenabdichtungssysteme zu. Eine solche Alternative stellt z. B. die Kapillarsperre dar, deren Funktion in den letzten Jahren eingehend untersucht wurde und schon auf verschiedenen Deponien erfolgreich umgesetzt werden konnte. Mit Hilfe des Einsatzes von mineralischen Abfällen für den Aufbau einer Kapillarsperre könnten sowohl natürliche Baustoffe eingespart und damit Ressourcen geschont werden, als auch finanzielle Vorteile aufgrund ihrer Verwertung als Sekundärrohstoff erzielt werden. Im Folgenden wird über erste Ergebnisse der Eignungsuntersuchungen von Bauschutt für den Einsatz als Kapillarsperre für Deponieoberflächenabdichtungen berichtet.

## 2 Materialuntersuchung

Nach einer vorläufigen petrographischen Ansprache wurden sechs Bauschutt-Materialien ausgesucht, die sich in ihrer Zusammensetzung und in ihrer Korngrößenverteilung unterscheiden. Es handelt sich einerseits um Material, welches ausschließlich aus Beton, Asphalt und Naturstein besteht und im Folgenden als Qualitätsmaterial bezeichnet wird. Dieses Material ist ebenfalls im Straßenbau einsetzbar. Andererseits wurden Materialien untersucht, deren Zusammensetzung ein breiteres Spektrum umfassten (zusätzliche Inhaltsstoffe sind z. B. Mauerwerk, Ziegel, Steinzeug).

### 2.1 Geochemische Parameter

Bei der Durchführung einer Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung muss die Umweltverträglichkeit der eingesetzten Materialien nachgewiesen werden. Insbesondere bei der Verwendung von mineralischen Recyclingbaustoffen sollte eine eventuelle Freisetzung umweltrelevanter Stoffe genau untersucht werden.

Anhand von Elutionstests wurde das Auslaugverhalten der Materialien untersucht. Die Analyse orientiert sich am Parameterkatalog der Eluatkriterien nach TA Siedlungsabfall bzw. an den Zuordnungskriterien der LAGA – Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen. Den Kriterien der LAGA soll im folgenden eine besondere Bedeutung beigemessen werden, da diese explizit eine Empfehlung zur Einordnung bzw. Verwendung von mineralischen Abfällen in der Funktion als Kapillarsperre zur Deponieoberflächenabdichtung geben und zudem die strengeren Anforderungen stellen.

Die Ergebnisse der chemischen Untersuchungen ergaben, dass die Materialien nicht nur die Grenzwerte einhalten, sondern diese teilweise sogar weit unterschreiten. Lediglich die Eluate der Nicht-Qualitätsmaterialien wiesen erhöhte Sulfatkonzentrationen auf.

### 2.2 Bodenphysikalische Parameter

Die Einsatzmöglichkeit von mineralischen Reststoffen in einer Kapillarsperre als Deponieoberflächenabdichtung hängt in großem Maße von den bodenphysikalischen Eigenschaften der Materialien ab. Selbstverständlich müssen die Recyclingstoffe dieselben Anforderungen erfüllen wie die Primärbaustoffe (Tabelle 1).

Tabelle 1: Gütekriterien für Kapillarsperrenmaterial (BAUER 2001, KÄMPF et al. 1999)

Bodenphysikalische Parameter	Vorgaben	
	Kapillarschicht	Kapillarblock
Korndichte	ca. 2,6	ca. 2,6
Kornform	gerundete bis gut gerundete Einzelkörner	
Kornverteilung	0,06 – 2 mm	Filterstabil zur KS
Ungleichförmigkeit	$d_{60}/d_{10} \leq 3$	$d_{60}/d_{10} \leq 3$
Filterstabilität	$D_{15}/d_{85} \leq 4$ bzw. $D_{15}/d_{15} \geq 4$	
kf	$\geq 5 \cdot 10^{-5}$ m/s	10-3 m/s
ku	$> 10^{-8}$ (m/s)	$< 10^{-10}$ (m/s)
Luft Eintrittswert	10 bis 44 cm WS	1
Kornzertrümmerungsversuch	Fraktion $< 0,125$ mm nach Belastung Anstieg um max. 3 Massen-%	Fraktion $< 0,5$ mm nach Belastung Anstieg um max. 4 Massen-%
Wasseraufnahmefähigkeit	1 Masse-%	1 Masse-%

Die Funktion der Kapillarsperre beruht auf dem deutlichen Sprung der Porengrößen zwischen Kapillarschicht und Kapillarblock, der aus den unterschiedlichen Korngrößenverteilungen resultiert. Nach den Gütekriterien für Kapillarsperrenmaterialien liegen die idealen Körnungen für die Kapillarschicht zwischen 0,06 mm bis 3 mm und für den Kapillarblock zwischen 1 mm bis 16 mm (BAUER 2001, STEINERT et al. 1996). Wichtig ist eine möglichst große Homogenität, um die gewünschten hydrologischen Eigenschaften langfristig herzustellen, sowie die Filterstabilität der Materialien zueinander. Durch letztere wird sichergestellt, dass keine feineren Partikel aus der Kapillarschicht in die größeren Poren des Kapillarblocks verlagert werden. Denn durch Suffosion, woraus eine diffuse Schichtgrenze resultiert, könnte die Funktion der Kapillarsperre außer Kraft gesetzt werden.

Die Leistungsfähigkeit einer Kapillarsperre wird auch als laterale Dränkapazität bezeichnet. Diese ist nicht nur in großem Maße von der vorherrschenden Hangneigung abhängig. Die in diesem Zusammenhang wichtigsten zu untersuchenden Parameter sind die gesättigte und ungesättigte Wasserleitfähigkeit (kf und ku). Auch bei diesen Untersuchungen zur gesättigten Wasserleitfähigkeit bzw. den Berechnungen zur ungesättigten Wasserleitfähigkeit, beruhend auf dem van-Genuchten-Mualem-Model, konnten die Gütekriterien für Kapillarsperren (BAUER 2001, STEINERT et al. 1996) erfüllt werden.

### 3. Rinnenversuche

Aufgrund der geochemischen und bodenphysikalischen Untersuchungsergebnisse konnte eine ideale Materialkombination gewählt werden, um diese im großen Maßstab der Versuchsrinne eingehend zu testen. Das Kapillarschicht-Material (KS) hat, wie nach den Anforderungen, eine Körnung von 0,06 – 2 mm und wird als Grobsand bezeichnet. Bei dem Kapillarblock-Material (KB) handelt es sich um einen Kies der Körnung 2 – 11 mm.



### 3.1 Versuchsaufbau

In Abbildung 1 ist der Versuchsaufbau schematisch dargestellt. Die 6 m lange und 60 cm breite Rinne ist variabel von 0° bis 30° in 5°-Stufen neigbar. Damit ist es möglich, die Steigung der Rinne den vorherrschenden Hangneigungen einer Deponie anzupassen. Das KB-Material ist mit einer Schichtdicke von 20 cm eingebaut. Darüber liegt das KS-Material mit einer Mächtigkeit von 40 cm, das an der unteren Stirnseite L-förmig um den KB bis auf den Rinnenboden eingefüllt wurde, um das Wasser ungehindert abfließen zu lassen. Um die Wassermengen quantifizieren zu können, wurden jeweils für KS und KB Kippzähler installiert. Unterstützend wirken im KS-Material Saugkerzen, die überschüssiges Wasser absaugen, welches in einer Flasche gesammelt und gewogen wird. Die TDR-Sonden und die Tensiometer sind in sechs eingeteilten Segmenten jeweils in der Höhe von 11 cm, ausgehend vom Rinnenboden, im KB sowie in den Höhen 25 cm, 35 cm und 52 cm in der KS eingebracht. Wassergehalte und Matrixpotenzial

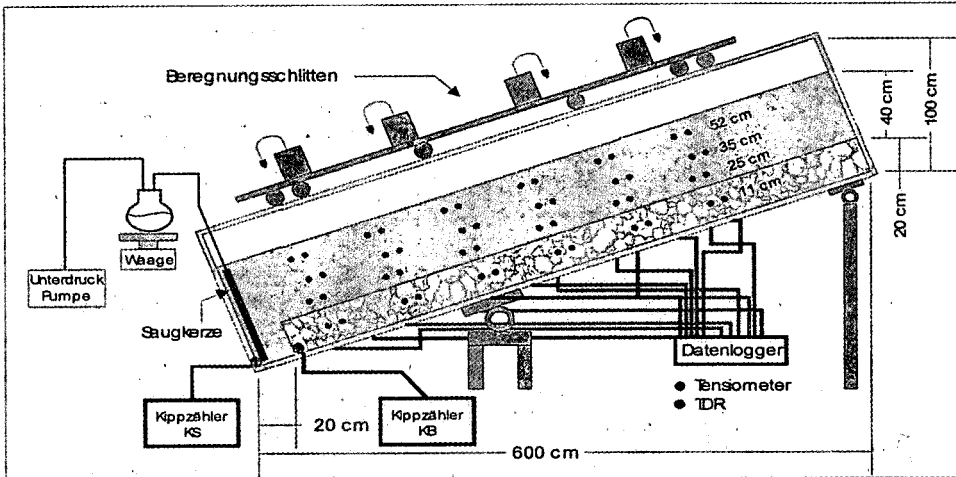


Abb. 1: Versuchsaufbau des Kipprinnenversuchs für die Eignungs- und Dränkapazitätsprüfung von Kapillarsperrenmaterial

werden regelmäßig von einem Datenlogger registriert.

Die Beregnung erfolgt durch 4 Flachstrahldüsen. Sie sind auf einem Schlitten in einheitlichen Abständen befestigt, der sich in definierten Zeitabständen über die Rinne bewegt und eine gleichmäßige Befeuchtung des Materials gewährleistet.

### 3.2 Erste Ergebnisse der Rinnenversuche

Nach einer Einlaufphase wurde die Beregnung (Rauten in Abbildung 2) am dritten Tag auf 2,9 l/(m<sup>2</sup>\*d) eingestellt. Vereinzelt Erhöhungen der Beregnungsmenge gaben Aufschluss über das Erreichen des Gleichgewichts, dabei muss die Verdunstungsrate berücksichtigt werden. Diese ergibt sich aus der Differenz von Beregnung und dem Abfluss und lag während dieser Versuchsphase bei ca. 1,5 l/(m<sup>2</sup>\*d). Dem Verlauf der dunklen Balken in Abb. 2 kann entnommen werden, dass lediglich eine kurze Zeit für die Aufsättigung des KS-Materials benötigt wurde. Auf der sekundären Ordinate ist der KB-Abfluß abgetragen, dargestellt durch die hellen Balken. In den ersten Tagen musste der KB zunächst entwässert werden, da für den Messgeräteeinbau eine Materialbefeuchtung von Nöten war. Im Versuchsverlauf wurden jedoch immer größere Zeitabstände zwischen diesen KB-Abflussereignissen festgestellt. Dies gibt einen ersten Hinweis auf die Eignung dieser Materialkombination. Leider können noch keine genauen Aussagen getroffen werden, da im weiteren technische

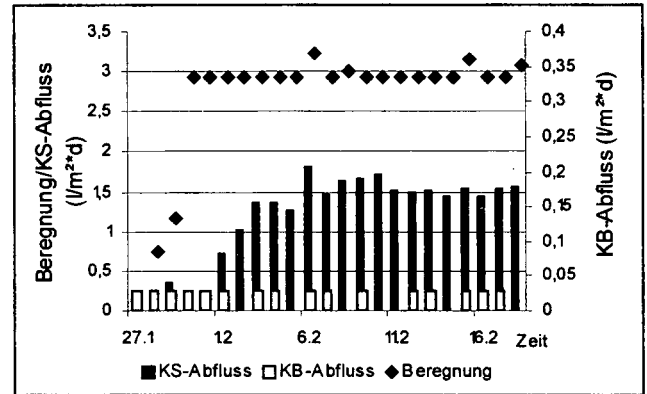


Abb. 2: Abflussverhalten von Kapillarschicht und Kapillarblock bezüglich der Beregnungsmenge

Probleme auftraten, die höhere KB-Abflüsse zur Folge hatten. Dies konnte eindeutig mit den Werten des Matrixpotenzials oberhalb der Schichtgrenze zwischen KS und KB nachgewiesen werden, da diese kurz bevor die Wasserdurchbrüche aufgezeichnet wurden von durchschnittlich -10 hPa auf 0 hPa anstiegen. Da nur wenige Messgeräte diese Veränderung registrierten, konnte der Durchbruch genau lokalisiert werden. Nach Behebung der Mängel normalisierten sich die Werte wieder. Des Weiteren kann die Hydrologie oberhalb der Schichtgrenze sehr gut durch die gemessenen Wassergehalte wiedergegeben werden. Sie zeichnen einen typischen Verlauf in einer Kapillarsperre mit geringeren Werten im oberen Hangbereich der KS, die mit zunehmender Hanglänge ansteigen.

### 4 Ausblick

Nach technischen Verbesserungen an der Versuchsrinne wird die ausgesuchte Materialkombination einer längeren Testreihe unterzogen, bei der zum einen die Beregnung bis zum Erreichen der lateralen Dränkapazität gesteigert wird und zum anderen die Hangneigungen variiert werden. Parallel werden weitere Materialien bezüglich ihrer geochemischen und bodenphysikalischen Eigenschaften überprüft, um letztlich geeignete Materialkombinationen in Feldversuchen unter realen Bedingungen eingehend untersuchen zu können und genaue Aussagen über die Eignung zum Einsatz von mineralischen Abfällen in Kapillarsperren als Deponieoberflächenabdichtung treffen zu können.

Informationen zu den einzelnen Ergebnissen der Materialuntersuchungen und der Rinnenversuche können auf Verlangen gerne zur Verfügung gestellt werden.

#### Literatur

- BAUER, E. (2001): Eignung verschiedener Materialien für Kapillarsperren – Auswahl und Dimensionierung. Münchner Geologische Hefte, Reihe B: Angewandte Geologie, Band 13.
- KÄMPF, M.; H. MONTENEGRO & U. ZANKE (1999): Einsatz industrieller Reststoffe in Dichtungssystemen für Deponien und Altlasten. Endbericht, unveröffentlicht.
- STEINERT, B.; S. MELCHIOR; K. BURGER; K. BERGER & M. TÜRK (1996): Dimensionierung von Kapillarsperren zur Oberflächenabdichtung von Deponien und Altlasten. Hamburger bodenkundliche Arbeiten, Band 32

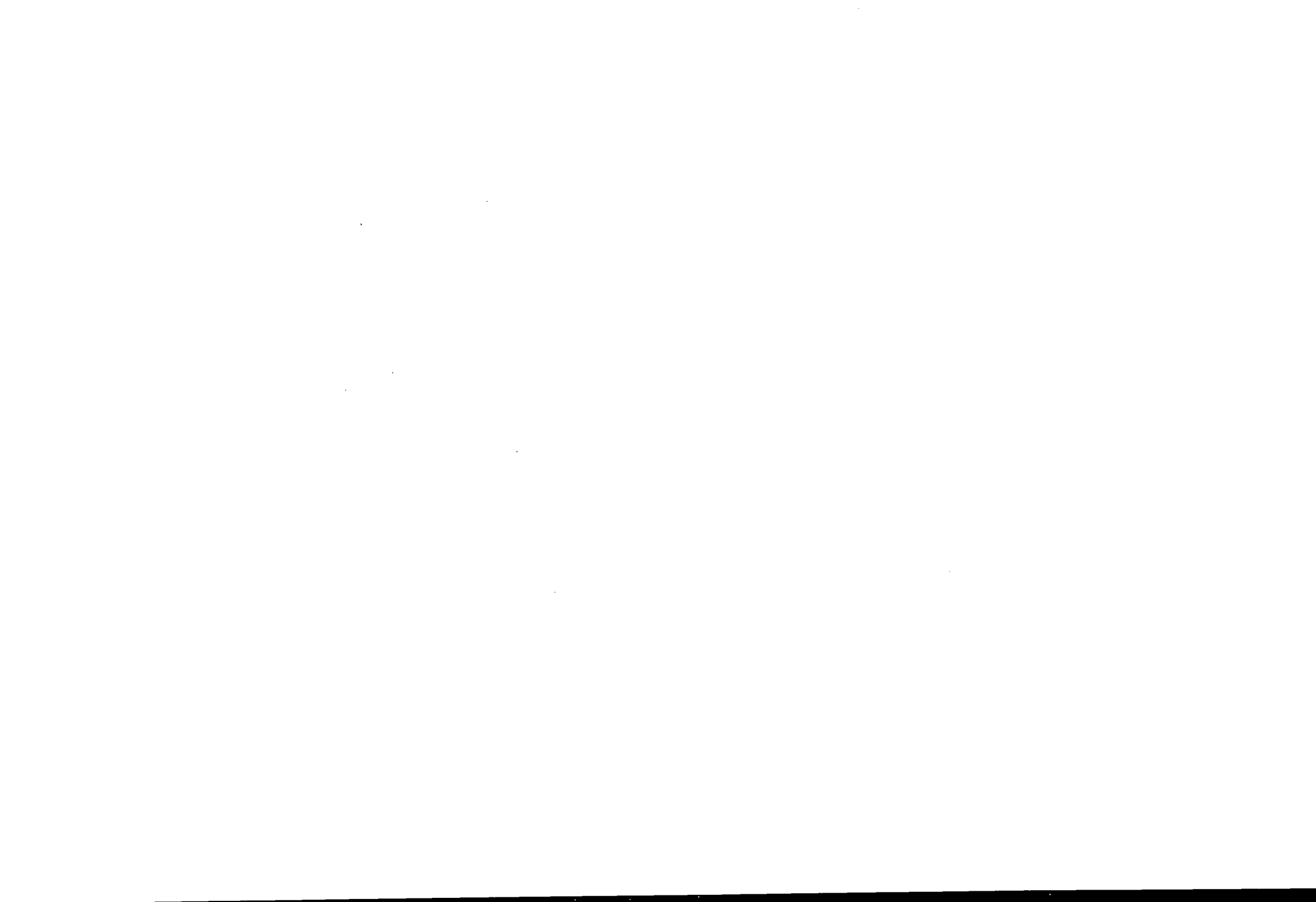
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Workshop der AG Bodenerosion**  
**„Spezielle Prozesse des Bodenabtrages und**  
**ihre Erfassung in Experiment und Modell“**  
**07. und 08. März 2003 in Bonn**

Band 101

2003



## **Erfassung der Tunnelerosion in Experiment und Modell**

Botschek, J.\*

### **1. Problemstellung**

Naturgemäß läuft Tunnelerosion überwiegend im Verborgenen ab und entzieht sich so der direkten Beobachtung und Messung. Deshalb wird sie wahrscheinlich häufig übersehen und ihre Bedeutung unterschätzt. Der vorliegende Beitrag nennt Merkmale der Tunnelerosion, die die Ansprache im Gelände erleichtern und eine Einschätzung von Ausmaß und Dynamik des Prozesses ermöglichen. Außerdem werden Methoden und Modellansätze vorgestellt, die tunnelerosionsbegünstigende Bodeneigenschaften kennzeichnen bzw. diese für die Prozessbeschreibung nutzen.

### **2. Ober- und unterirdische Erosionsformen**

In der Regel wird der unterirdische Abtrag erst in einem fortgeschrittenen Stadium an der Bodenoberfläche sichtbar. Dann hat konzentrierter Zwischenabfluss bereits erhebliche Mengen an Bodenmaterial abtransportiert und seine Fließbahnen so stark erodiert, dass die Tunneldecke nachgibt und Sinklöcher entstehen. Die steilen Sinklochflanken werden oberflächlich und durch schalenförmiges Abbrechen erodiert, und das anfallende Bodenmaterial wird vom Tunnelabfluss abtransportiert. Auf diese Weise vergrößern sich die Sinklöcher und wachsen mit anderen zu Gräben oder Gullies zusammen.

Abgesehen von den beschriebenen Formen äußert sich die Tunnelerosion auch in weniger auffälligen Merkmalen. Die über den Tunnels geringere Bodenmächtigkeit kann zu Veränderungen der Vege-

tation führen und als Indiz für unterirdischen Abtrag genutzt werden. Die gängige Praxis, Sinklöcher mit Fremdmaterial zu verfüllen, verursacht ebenfalls häufig charakteristische Vegetationsmuster, die die Lage der ehemaligen Sinklöcher markieren, selbst wenn die oberirdischen Erosionsformen beseitigt sind.

Die Tunnels münden im Hangverlauf oder am Hangfuß an der Oberfläche, so dass der Zwischenabfluss hier exfiltriert und vernässte Stellen entstehen. Mindestens zeitweise wird feinkörnige Suspension gefördert, so dass sich u.U. Schwemmflächen und Aufschüttungskegel bilden.

Exfiltrationsstellen an Böschungen eignen sich besonders für die Installation von Messgeräten und Probensammlern.

Die Sondierung unterirdischer Erosionsformen mit dem Bohrstock ist grundsätzlich möglich (Schröder 1973), sie ist aber mit einer hohen Fehlerquote behaftet und deshalb nicht zu empfehlen. Dagegen liefert die Bohrstockkartierung der Böden und Substrate wertvolle Informationen über Vorkommen und Verteilung leicht erodierbarer Materialien bzw. Horizonte und über die pedohydrologischen Bedingungen im Kartiergebiet (Botschek 1999). Gezielte Aufgrabungen erlauben die präzise Bestimmung von Lage und Form der unterirdischen Hohlformen und darüber hinaus die Erfassung ehemaliger Tunnels, die durch Sedimentation schon wieder verfüllt sind. Allerdings stören Aufgrabungen die hydrologischen Verhältnisse und sind daher nicht für jede Untersuchung geeignet.

Im Gegensatz dazu ermöglicht der Einsatz von Bodenradar die zerstörungsfreie Ortung von Tunnels. Sowohl die Lage als auch die Größe unterirdischer Strukturen können so – bei ausreichender Kalibrierung – abgeschätzt werden (Botschek et al. 2000). Die Geschwindigkeit der Entstehung und Umgestaltung ober- und unterirdischer Erosionsformen kennzeichnet die Intensität und Dynamik des Ab-

---

\* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

tragsprozesses.

(Koenders & Sellmeijer 1992).

### 3. Eigenschaften des Bodenmaterials

Zur Kennzeichnung der tunnelerosionsrelevanten Materialeigenschaften kann das Methodenspektrum der Oberflächenerosion herangezogen werden. Hier wie dort ist die Auswahl der Methoden jedoch von den Standortbedingungen abhängig, so dass ein Messprogramm je nach Materialzusammensetzung unterschiedlich aussieht (Tab.).

Tab.: Methodenspektrum zur Erfassung von erosionsrelevanten Bodeneigenschaften

Geländemethoden	Laboranalysen	
	physikalische	chemische
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Makroporengrößenverteilung</li> <li>• Infiltrierbarkeit</li> <li>• Aggregation</li> <li>• Scherwiderstand</li> <li>• Wasserspannung</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Korngrößenverteilung</li> <li>• Porenvolumen</li> <li>• Porengrößenverteilung</li> <li>• Lagerungsdichte</li> <li>• Gesättigte Wasserleitfähigkeit</li> <li>• Gefügestabilität</li> <li>• Tonminerale</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Humusgehalt</li> <li>• Carbonatgehalt</li> <li>• Gehalt an leicht löslichen Salzen</li> <li>• Bodenacidität</li> <li>• Austauscherbelegung</li> <li>• Elektrische Leitfähigkeit</li> <li>• Redoxpotential</li> </ul>

Beispielsweise hat sich in Untersuchungen von Botschek (1999) an lößreichen Böden der Einsatz bestimmter Gefügestabilitätstests bewährt, während Ternan et al. (1998) Boden-pH, Elektrolytkonzentration und SAR- bzw. ESP-Wert als geeignete Parameter für alluviale Sedimente in Zentralspanien empfehlen.

### 4. Modellansätze

Erste empirisch basierte Gleichungen berechnen Durchfluss und Fließgeschwindigkeit im Tunnel mit Hilfe einfacher geometrischer Daten (Jones 1988). Dagegen wurde die Abschätzung der Transportkapazität des Tunnelabflusses anhand von Gleichungen und Tabellenwerken aus der Gewässerhydraulik bisher noch nicht überprüft. Ausichtsreich sind auch Ansätze, die die Tunnelentwicklung unter Dammbauwerken modellieren

### 5. Fazit

Für die Erfassung der Tunnelerosion steht ein umfangreiches Instrumentarium zur Verfügung, aus dem je nach Prozessstadium, Substrateigenschaften und topographischen Gegebenheiten im Untersuchungsgebiet geeignete Methoden auszuwählen sind. Die Formulierung eines Simulationsmodells der Tunnelerosion erscheint möglich.

### Literatur

Botschek, J. 1999: Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluß. – Bonner Bodenkundl. Abh. 29, 174 S.

Botschek, J., B. Maimann & A. Skowronek 2000: Stofftransporte und Reliefumformung durch Tunnelerosion im Bergischen Land. – Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 121, 45-61.

Jones, J.A.A. 1988: Modelling pipeflow contributions to stream runoff. - Hydrol. Proc. 2: 1-17.

Koenders, M.A. & J.B. Sellmeijer 1992: Mathematical model for piping. – J. Geotechn. Engin. 118, 943-946.

Schröder, D. 1973: Tunnelerosionen in schluffreichen Böden des Bergischen Landes. - Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 14, 21-31.

Ternan, J.L., A. Elmes, C. Fitzjohn & A.G. Williams 1998: Piping susceptibility and the role of hydro-geomorphic controls in pipe development in alluvial sediments, Central Spain. - Z. Geomorph. N.F. 42, 75-87.

## **Tunnelerosion im Bergischen Land Identifikation und bodenkundlich - geomorphologische Parametrisierung**

Henn, D. & J. Botschek\*

### **1. Problemstellung**

Tunnelerosion führt im Bergischen Land zu verschiedenen Onsite-Schäden, insbesondere auf landwirtschaftlicher Flächen. Ihre Degradierung erfolgt durch Sinklöcher, die sich sogar zu tiefen Grabensystemen entwickeln können. Darüber hinaus erzeugt Tunnelerosion möglicherweise Offsite-Schäden durch den Eintrag von Nährstoffen in Trinkwassertalsperren. So wurden im Einzugsgebiet der Wahnbach-Trinkwassertalsperre nordöstlich von Bonn in Tunnelabflüssen Stofffrachten gemessen, die z.T. weit über den Grenzwerten der Trinkwasserordnung liegen. Es ist aber noch nicht bekannt, wie groß der Anteil dieses Eintragspfades an der gesamten Nährstoffbelastung der Talsperre ist. Auch die Faktorenkonstellation auf von Tunnelerosion betroffenen Flächen wurde erst vereinzelt untersucht, so dass bisher noch keine Einschätzung der potentiellen Standortgefährdung durch Tunnelerosion möglich ist.

Deshalb sollte zunächst die Verbreitung erkennbarer Onsite-Schäden im Einzugsgebiet festgestellt werden. In einem weiteren Schritt war dann die bodenkundlich-geomorphologische Parametrisierung der Tunnelerosion auf betroffenen Standorten vorgesehen.

### **2. Identifikation von Tunnelerosion**

Ansätze für die Identifikation im untersuchten Einzugsgebiet der Talsperre waren:

1. Luftbildinterpretation
2. Öffentlichkeitsarbeit
3. Literaturlauswertung

Die Fernerkundung über die Interpretation von Luftbildern ermöglicht es prinzipiell weite Teile des Untersuchungsraumes ohne großen Zeit- und Arbeitsaufwand zu untersuchen. Dieser Ansatz blieb jedoch ohne Erfolg, weil die oberirdischen Tunnelerosionsformen in der Regel sofort mit Fremdmaterial verfüllt werden, um die Flächen weiterhin nutzen zu können. Sinklöcher oder Gräben sind daher auf Luftbildern meist nicht mehr sichtbar.

Ein zweiter Ansatz zur Identifikation von Tunnelerosion war die Öffentlichkeitsarbeit, in deren Rahmen Artikel zu diesem Thema in den regionalen Zeitungen veröffentlicht wurden. Diese enthielten die Bitte um Rückmeldung von Tunnelerosionsstandorten (s. Abb.).

Weitere Hinweise auf Standorte mit Tunnelerosion brachte die Auswertung einer Bodenerosionskartierung im Einzugsgebiet der Talsperre.

---

\* Institut für Bodenkunde, Nussallee 13, D-53115 Bonn



**Abb.:** Ergebnis der Identifikation von Standorten mit Tunnelerosion im Umfeld der Wahnbachtalsperre

### 3. Bodenkundlich - geomorphologische Parametrisierung

Die erfassten Standorte wurden im Rahmen einer bodenkundlichen Geländearbeit näher untersucht. Dabei war es das Ziel Parameter abzuleiten, die zu der Entstehung von Tunnelerosion an diesen Stellen beigetragen haben. Es zeigte sich, dass unterirdischer Abtrag häufig in Hangmulden auftritt. Die Hangneigung variiert zwischen  $5^\circ$  und  $20^\circ$ , allerdings haben 85 % aller erfassten unterirdisch erodierten Hänge eine Neigung von  $8^\circ$  bis  $14^\circ$ . Von Bedeutung ist offenbar auch die Nutzung als Weideland, die auf den betroffenen Flächen vorherrscht. Die leichte Erodierbarkeit des lößreichen Bodenmaterials und der Reichtum an biogenen Makroporen sind ebenfalls wichtige Parameter des unterirdischen Abtrags auf den untersuchten Standorten.

Andere in der Literatur besonders hervorgehobene Parameter, wie z.B. die Exposition des Hanges, haben sich für die Tunnelbildung im

Bergischen Land als wenig bedeutend erwiesen.

### 4. Fazit

Die Tunnelerosion ist im Bergischen Land weiter verbreitet als bisher angenommen, auch wenn dies für die betroffenen Landwirte keine neue Erkenntnis darstellt.

Die als wichtige Einflussgrößen bestimmten Parameter können zur Erstellung einer Gefährdungskarte für die Wahnbach-Trinkwassertalsperre genutzt werden.

### 5. Literaturangaben

- Benito, G., M. Gutiérrez & C. Sancho 1993: The influence of physico - chemical properties on erosion processes in badland areas, Ebro basin, NE - Spain. - *Z. Geomorph. N. F.* 37, 199 - 214.
- Botschek, J. 1999: Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluss. - *Bonner Bodenkundl. Abh.* 29, 174 S.
- Wilson, C.M. & P.L. Smart 1984: Pipes and pipe flow process in an upland catchment, Wales. - *Catena* 11, 145-158.

## **Heterogenität von Erosionsursachen im Niederbergischen Hügelland**

Dr. Peter Kasten\*

### **Standortbedingungen**

Das Niederbergische Hügelland befindet sich östlich von Düsseldorf und ist ein nach Osten hin ansteigender Übergangsbereich zwischen der Rheinniederung und dem Bergischen Land. Das meist stark kuppige Gelände weist größtenteils Lössauflagen von mehreren Metern Mächtigkeit bei variierenden Untergründen auf. Der Schluffanteil im Oberboden liegt zwischen 70 und 85 Prozent. Bei vorherrschendem Südwestwind stellt die Region aufgrund des ansteigenden Geländes einen Prallhang für anziehende Regenwolken dar, was zu Jahresniederschlägen zwischen 950 mm und 1250 mm führt. Die günstigen Standortbedingungen sind die Gründe für eine intensive ackerbauliche Nutzung. Die Fruchtfolgen sind vielfältig, wobei die Zuckerrübe in den meisten Fällen das zentrale Fruchtfolgeelement darstellt.

### **Erosionsschutz in der ackerbaulichen Praxis**

Geländeprofil, Bodenart und Niederschlagsmenge bedingen in Verbindung mit der ackerbaulichen Nutzung eine vergleichsweise hohe Erosionsgefahr. Neben Oberflächenerosionen treten im niederbergischen Hügelland in Ackerland und Grünland auch Tunnelerosionen auf. Diese sind im wesentlichen standort- bzw. naturraumbedingt und in der Regel auf undurchlässige Untergründe zurückzuführen.

Die in der Region wirtschaftenden Landwirte beschäftigen sich aus oben genannten Gründen bereits seit langer Zeit mit erosionshemmenden Maßnahmen. Eine nachhaltige Umstellung auf

pfluglose Bodenbearbeitungssysteme hat aber erst in den vergangenen Jahren stattgefunden, wobei bereits seit ca. 15 Jahren in steigendem Maße Mulchsaatenverfahren bei Hackfrüchten durchgeführt werden. Der Anteil an pfluglos bewirtschafteten Ackerflächen beträgt in der Kernregion derzeit ca. 50 Prozent. Die Umstellung wurde durch die Fördermaßnahmen des Landes Nordrhein-Westfalen unterstützt. Die Erosionsproblematik konnte dadurch deutlich reduziert werden. Dennoch hat die landwirtschaftliche Praxis nach wie vor mit spezifischen Problemen zu kämpfen.

### **Verändertes Ursachenspektrum**

So stellen inzwischen einzelne Starkniederschlagsereignisse zu ungünstigen Zeitpunkten gegenüber dem kumulierten Jahresniederschlag das erosionsrelevanter Problem dar. Dies wird u.a. durch Untersuchungen von MÜLLER (2001) in der Region belegt. Die anbautechnischen, erosionsmindernden Möglichkeiten sind in diesen Fällen begrenzt. Ein solcher ungünstiger Zeitraum ist z.B. der Saattermin für Zwischenfrüchte. Deren Einsaat erfolgt Mitte bis Ende August, eigentlich zum Zwecke des Erosionsschutzes. Gerade im Spätsommer aber sind heftige Gewitterschauer nicht unüblich.

Ferner haben Veränderungen bei der Anbautechnik und erweiterte Fruchtfolgen Einfluss auf erosionsträchtige Zeiträume. Beispielsweise ist nach der Kartoffelernte der Oberboden durch die Rodung intensiv gelockert, wodurch die Strukturstabilität leidet. Wird der nachfolgende Winterweizen pfluglos gesät, ist die Verschlammungs- und Erosionsgefahr vergleichsweise hoch. Eine mögliche Lösung könnte das Auftragen einer Mulchschicht, z.B. über Kompost, darstellen. Diese Variante konnte in den Mettmanner Praxisversuchen auch ertraglich überzeugen (NIGGESCHULZE 2002).

---

\* Untersuchungszentrum Bonn-Roleber – LUFA  
Landwirtschaftskammer Rheinland,  
Siebengebirgsstr. 200, 53229 Bonn



**Tabelle 1: Erosionsgefährdete Zeiträume**

Früher	Heute
1) <b>November – Februar</b> Klassische Wintererosionen (unbestellte gepflügte Flächen, schwach entwickelte Getreidebestände)	1) <b>August – September</b> Bei Gewitterregen nach Zwischenfrucht-, Rapsaussaat
2) <b>April – Juni</b> Erosionen bei Hackfrüchten nach der Aussaat bis Bestandesschluss	2) <b>Oktober – November:</b> In Winterweizen nach Kartoffeln
	3) <b>Januar – Februar:</b> Bei mit Regen abgehendem Frost

Erosionsprobleme im Winter können auch bei Mulchsaaten (wenn auch in deutlich abgeschwächter Form) in den Situationen auftreten, in denen nach einer Frostperiode der Frost durch Regen aus dem Boden weicht. Hier besteht die Gefahr, dass sich der in den oberen Zentimetern durchweichte und aufgetaute Boden in Hanglagen auf der noch gefrorenen, darunter liegenden Bodenschicht hangabwärts verlagert. Je höher allerdings der Mulch- und Wurzelanteil in dieser Bodenschicht ist, um so geringer ist die Verlagerungsgefahr.

**Siedlungsbedingte Effekte**

Neben den bekannten landbaulich begründeten Erosionen und dem oben dargestellten witterungsabhängigen Auftreten können Erosionen auch siedlungsbedingt sein. Hierbei tritt zwar der Erosionsfall auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche ein, hat dort aber nicht seinen Ursprung. Situationen dieser Art können z.B. dann auftreten, wenn anfallendes Niederschlagswasser nicht mehr vollständig über die Kanalisation oder Gräben abgeführt werden kann. Hierbei liegen versiegelte Bereiche wie Straßen, Gebäude oder Hofflächen oberhalb von Ackerflächen und es fallen große Regenmengen in kurzer Zeit. Überschüssiges Wasser weicht in die Feldflur aus.

Ebenfalls als siedlungsbedingt sind Unterbodenverdichtungen einzustufen, die auf frühere Bautätigkei-

ten oder Versorgungstrassen zurückzuführen sind und eine ungestörte Wasserversickerung behindern.

**Zusammenfassung**

In der landwirtschaftlichen Praxis stellt sich das Spektrum an Erosionsursachen und -formen oftmals vielfältiger dar als es in der öffentlichen Diskussion erscheint. Für das Auftreten von Erosionen ist bei erosionshemmender Anbautechnik die Niederschlagsintensität meist wichtiger als die Menge. Weiterhin haben sich die Zeiträume, an denen Erosionsereignisse auftreten, bewirtschaftungs- und witterungsbedingt verschoben. Darüber hinaus ist festzustellen, dass ein Teil der Erosionsereignisse ursächlich nicht nur auf die Landbewirtschaftung zurückzuführen ist, sondern auch auf siedlungsbedingte Einflussfaktoren.

Im Niederbergischen Hügelland treten standortspezifisch neben der klassischen Oberflächenerosion auch andere Formen wie z.B. die Tunnelerosion auf.

**Literatur**

MÜLLER, Ingo (2001): Wirksamkeit von Erosionsschutzmaßnahmen, BEW-Seminar „Bodenschutz in der Landwirtschaft“ 14.03.2001 Essen  
 NIGGESCHULZE, Wilhelm (2002): 3. Zwischenbericht zum Demonstrationsvorhaben Erosionsschutz im Lande NRW

**Untersuchungen zum Bodenabtrag und zur Oberflächenabflussbildung im Weinanbaugebiet „Saale-Unstrut“.**

**Automatische Registrierung des Prozessgeschehens und abflussabhängige Probenahme als methodischer Ansatz der Ereignisseparation.**

von

Dipl.-Geogr. REIKO LIERMANN

**Einleitung:** Der Hanglagenweinbau gehört zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen, welche die Morphologie der Landschaft nachzeichnen, diese in den Grenzlagen des Anbaus überprägen und in erheblichem Masse in Form von Oberflächenabflüssen entwässert werden. Die im Freiland durchgeführten Abtragsmessungen bestätigen die Einschätzung, dass natürliche Starkregen speziell in der Sonderkultur erosionsgefährdende Wirkung haben. Der Entstehungsprozess der Abflusskomponenten stellt sich jedoch als ein kompliziertes System zusammenwirkender Teilprozesse dar. Zur Beschreibung der räumlichen Variabilität sind als bedeutende zum Teil diffuse Transportpfade der Oberflächen- und Bodenwasserabfluss beschrieben worden. In diesem Kontext erscheint der Bodenabtrag als unterschiedliche Größe, die von ihrer Prozessdynamik nicht gleichgesetzt werden darf. In Anbetracht der Bedeutung von Starkregen für große Bodenverluste muss der Frage nachgegangen werden, ob es sich hierbei um Singularitäten handelt oder Oberflächenabfluss, Erosion und Starkregen vielmehr mit den meteorologischen Vorereignissen zusammenhängen.

**Untersuchungsgebiet:** Das Weingut „Rollsdorfer Mühle“ mit den Testflächen „Heineckeberg“ (EZG: 60m<sup>2</sup>) und „Asendorfer Abraumkippe“ (EZG: 220m<sup>2</sup>) zählt weinographisch zum Anbaugebiet „Saale-Unstrut“ (ca. 585 ha). Die Hanglagen werden der Exklave „Höhnstedter Revier“ (ca. 88 ha) mit seinen steilen und terrassierten Buntsandsteinhängen oberhalb des Salztales und nördlich des Süßen-, Binder- und Kernnersees hinzugezählt. Zum Kernbereich des Mitteldeutschen Trockengebietes gehörend, befindet es sich bei einer hohen Amplitude von sommerlichen Starkregen einerseits in einer der niederschlagsärmsten Regionen Deutschlands, und liegt andererseits von den Temperaturverhältnissen her sowie einer Longitude von 51° 30' n. Breite im Grenzbereich der weinbaulichen Möglichkeiten. Der Niederschlag ist im Anbaugebiet ein ganzjähriges Phänomen und erreicht von Juni bis August als konvektive Gewitterstarkregen sein Maximum. Das Intensivmessfeld „Heineckeberg“ gliedert sich in einen südexponierten Terrassenkomplex aus insgesamt vier Hanglagen und liegt ca. 170m ü NN. Die Jungrebenfläche „Asendorfer Abraumkippe“ liegt mit ca. 200m ü NN im Bergbausanierungsgebiet der ROMONTA GmbH. In der Tab. 1 sind für den Rigosol bzw. Kippboden die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften zusammengefasst.

**Tab. 1: Standorteigenschaften der Messfelder**

Parameter	Heineckeberg	Abraumkippe
Hangneigung	15°	15°
Gassenbreite	1,50m	2,20m
Rebzeilenlänge	40m	100m
Bearbeitungsvarianten	Offen, Rindenmulch, Dauerbegrünt	Offen
Geologie	Mittlerer Buntsandstein	Tertiäre Kippsubstrate, Kipp-Schluffe mit Kipp-Kohle
Bodentyp	Pararendzina auf Löß (RAh-C)	RAh-C (oj-(sux)su)
Bodenart	U <sub>13</sub> -U <sub>14</sub>	Su <sub>2</sub> -Sl <sub>2</sub>
Tonfraktion	14-20%	0-8%
Corg. %	1,5	1,2
Kalkgehalt %	5,8	6,3
pH (H <sub>2</sub> O)	8,13	7,86
pH (KCl)	7,6	7,11

**Material und Methoden:** Im Mittelpunkt der seit dem Frühjahr 2000 durchgeführten Forschungstätigkeiten stehen die:

- Charakterisierung der Bodenerosion sowie des wassergetragenen Stofftransfers an der Bodenoberfläche,
- Quantifizierung des oberflächennahen Stofftransports (Sickerwasser),
- Charakterisierung der reduzierenden Wirkung verschiedener Bearbeitungsmaßnahmen („Offen“, „Dauerbegrünt“, „Rindenmulch“) und die
- differenzierte Betrachtung der Ereignisse hinsichtlich lokaler klimatischer Parameter für die Ermittlung von Impulsantwortreaktionen.

Den messmethodischen Schwerpunkt bildet ein ereignisbezogenes Runoff – Meßsystem (UGT GmbH Münchenberg). Die zeitlich hochauflösenden Messungen des Niederschlag- und Abflussgeschehens (Abb. 1) ermöglichen:

- die Registrierung der meteorologischen Parameter,
- die Registrierung von Beginn und Intensität der Oberflächenabflüsse,
- die Ereignisseparation in Minutenauflösung und
- die automatische Intervallprobenahme von Abfluss und Sediment in abgestufter Probenahmefrequenz.

Während bei den bisherigen Untersuchungen auf natürlichen Standorten oft nur der mit dem Oberflächenabfluss verbundene Sediment- und Stofftransfer beachtet wurde, soll mit dem automatischen Abflussmess- und Probenahmesystem auch ein Schwerpunkt auf die niederschlagsbedingte Impulsantwortreaktion „offener“ Bearbeitungsvarianten ausgerichtet sein. Dabei ist das logergesteuerte System der UGT Münchenberg GmbH so dimensioniert, dass für eine Abflussparzelle von 50m<sup>2</sup> bei einer Niederschlagsintensität von 1 mm/min<sup>-1</sup> maximal 40 l/min<sup>-1</sup> aufgefangen und Konzentrationsverläufe innerhalb eines Ereignisses registriert werden können. Die über eine angeschlossene Klimastation gemessenen Niederschlagsdaten werden in Messintervallen von einer Minute und Statistikintervallen von 15-Minuten aufgezeichnet. Betrachtet werden soll das zeitliche Verhalten von Niederschlägen und die Separierung



Abb 1: Runoff-Meßstem.

unabhängiger Ereignisse bzw. das Aufeinanderfolgen entsprechender Sequenzen die zu Oberflächenabflüssen im Einzugsgebiet führen. In Anlehnung an die Definition für ein Niederschlagsereignis (DIN 4049-3) galt es ein gebiets- und prozessspezifisches Intervall festzulegen. Niederschläge werden dementsprechend als eigenständig angesehen, wenn der zeitliche Abstand von Sequenzen größer als 15 Minuten ist.

**Erste Zwischenergebnisse:** Die auf der Bearbeitungsvariante „Offen“ durchgeführten Messungen ergaben für das UG „Heineckeberg“ im Zeitraum 07/2000 bis 12/2001 insgesamt 53 oberflächenabflusswirksame Ereignisse und für das UG „Abraumkippe“ im Zeitraum 08/2001 bis 12/2001 6 äquivalente Ereignisse. In 77% bzw. 83% der Fälle wurden diese durch Regen und in 23% bzw. 17% durch Schneeschmelze ausgelöst. Die Tabelle 2 dokumentiert die für den Messzeitraum registrierten Niederschläge mit der entsprechenden Dauer und Intensität. Im UG „Heineckeberg“ betrug die mittlere Ereignisdauer bei 318 separierten Niederschlägen 56 Minuten und im UG „Abraumkippe“ bei 86 Ereignissen 35 Minuten. Die tatsächlich erosionsrelevanten Regen sind nach Dauer und Intensität in der Tabelle 3 zusammengefasst.

Tab. 2: Statistik der separierten Niederschläge. Statistikintervall: 15-Minuten.

	„Abraumkippe“ (n=86) Messperiode: 08/01-12/01			„Heineckeberg“ (n=318) Messperiode: 07/00-12/01		
	N (mm)	t (min)	mm/min	N (mm)	t (min)	mm/min
Mittel	1,36	35,00	0,07	1,73	56,38	0,05
Max	11,30	161,00	0,59	45,10	689,00	0,70
Min	0,40	1,00	0,01	0,10	1,00	0,00

Tab. 3: Erosionsrelevante Niederschläge in der Einzelbewertung. Statistikintervall: 15-Minuten.

	„Abraumkippe“ (n=2) Messperiode: 08/01-12/01			„Heineckeberg“ (n=25) Messperiode: 07/00-12/01		
	N (mm)	t (min)	mm/min	N (mm)	t (min)	mm/min
Mittel	2,93	84,66	0,20	4,06	83,50	0,22
Max	4,65	166,00	0,37	11,00	265,00	1,10
Min	1,21	3,31	0,03	0,40	1,00	0,01

In einem Vergleich der Häufigkeitsverteilungen von Niederschlagssumme, Ereignisdauer und Intensität der Einzelereignisse, betragen 90% der separierten Gesamtniederschläge Summen weniger als 5 mm. Demgegenüber erbrachten im UG „Heineckeberg“ ein Viertel der oberflächenabflusswirksamen Niederschläge eine Menge von 5-10mm. Der kritische Schwellenwert von  $N > 50\text{mm}$  wurde im ersten Beobachtungszeitraum nicht gemessen. Während die Gesamtzeitsdauer mit 30% ein Maximum in der Klasse 15-30 Minuten hat, sind 24% der oberflächenabflusswirksamen Regen länger als 150 Minuten. Die Intensitäten liegen mit 73% (separiert) und 36% (erosionsrelevant) unter  $0,04\text{ mm/min}$ . Die Häufigkeitsverteilungen der Niederschlagsklassen unterscheiden sich jedoch deutlich im Bereich größerer Intensitäten. Der von WOHLRAB et al. (1992) beschriebene Schwellenwert von mindestens  $0,3\text{ mm/min}$  wird separiert in 3% der Fälle und in 20% der Runoff-Ereignisse überschritten. Neben der Selektierung einzelner unabhängiger Ereignisse, zeigt ein Vergleich der Oberflächenabflussdynamiken auf den Messfeldern ein variables Zusammenwirken der Gebietseigenschaften sowie des Stoff- und Bodenabtrags. Die Abbildungen 1 (a, b) zeigen für je ein Runoff-Ereignis nach Niederschlag den Verlauf des Oberflächenabflusses

in den Untersuchungsgebieten. Während am „Heineckeberg“ der Probensammler eine Prozessdauer von 3 Stunden 37 Minuten registrierte in der 9 Liter abfließen, zeigt das UG „Abraumkippe“ mit 25 Litern in 23 Minuten eine davon stark abweichende Dynamik.

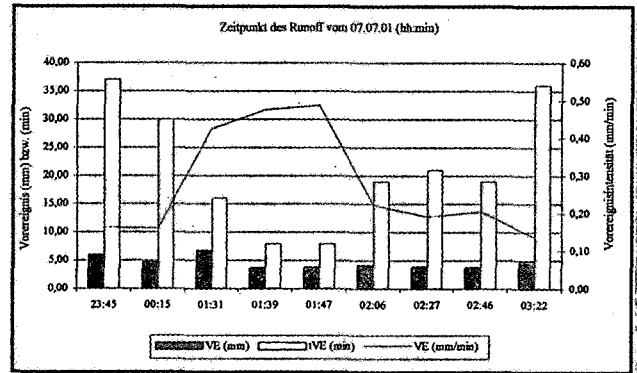


Abb. 1 a): Oberflächenabflussdynamik im UG „Heineckeberg“.

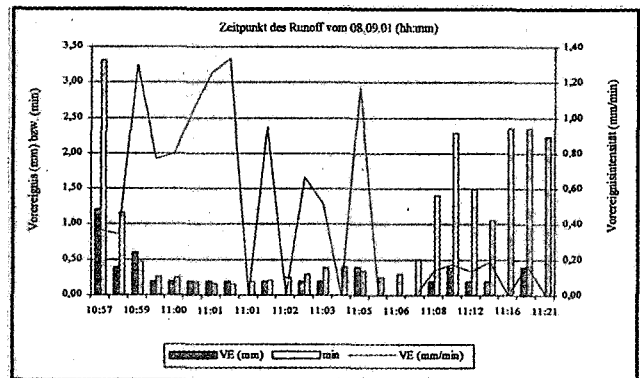


Abb. 1 b): Oberflächenabflussdynamik im UG „Abraumkippe“.

Die im Beobachtungszeitraum registrierten Oberflächenabflüsse haben bisher nicht zu den erwarteten Bodenabträgen geführt. Sie zeichnen vielmehr den Trend geringfügiger Abspülungen der Fraktion Schluff (UG „Heineckeberg“) bzw. Sand (UG „Abraumhalde“) nach (Abb. 2).

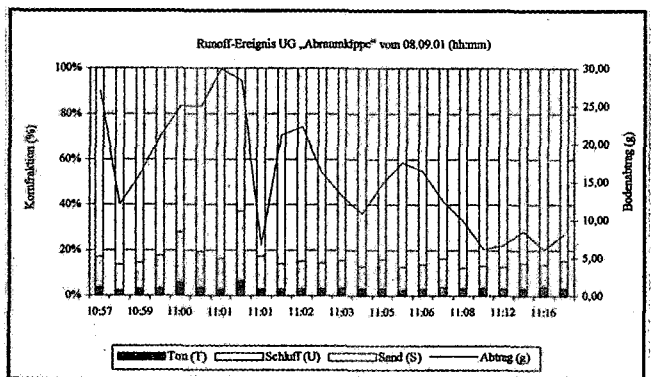


Abb. 2: Selektive Wirkung des Runoff auf die Korngrößen im Abtrag.

**Literatur:**

WOHLRAB, B. et al. (1992): Landschaftswasserhaushalt. Hamburg.

# NIEDERSCHLAGSEROSIVITÄT IN ÄTHIOPIEN

P. Sauerborn, M. Osman, J. Botschek  
& A. Skowronek\*

## 1. Problemstellung

Die Bodenzerstörung durch Wassererosion ist in Äthiopien ein bedeutendes ökologisches Problem; die Regenerosivität ist bis heute für dieses Land nicht eingehend untersucht worden. Im Beitrag werden ausgewählte Ergebnisse eines Kooperationsprojektes vorgestellt, die eine verbesserte Prognose und eine Abschätzung des regionalen Gefährdungspotentiales durch Wassererosion ermöglichen (vgl. OSMAN 2001).

## 2. Datengrundlage und Methoden

Es wurden langjährige Niederschlagsdaten (1898 bis 1997) von 168 ausgewählten Wetterstationen untersucht. Auf diese analogen Tageswerte fand der modifizierte Fournier-Index Anwendung (ARNOLDUS 1977), der von der FAO für Äthiopien empfohlen wird (BOERWINKEL/PARIS 1984). Neben einer allgemeinen Einschätzung der potentiellen Erosionsgefährdung durch Niederschläge, wurden für das (landwirtschaftlich intensiv genutzte) zentrale Hochland detaillierte Untersuchungen von 44 Stationen durchgeführt. Der Meßzeitraum betrug mindestens 30 Jahre.

## 3. Ergebnisse

Die potentielle Erosionsgefährdung durch Niederschläge in Äthiopien erreicht im internationalen Vergleich extrem hohe Werte, die im wesentlichen durch die 3 Sommermonate Juli bis September bestimmt werden (Abb. 1). Aus der Beziehung zwischen den langjährigen durchschnittlichen Niederschlagssummen und der Niederschlagserosivität lassen sich Regressionsmodelle ableiten, mit denen künftig eine vereinfachte Abschätzung der Erosionsgefahr möglich ist. Aufgrund der großen Bedeutung der Region für die Nahrungsmittelversorgung des Landes werden im Folgenden nur Ergebnisse für das zentrale Hochland dargestellt. Eine besonders

hohe statistische Signifikanz zeigt sich bei Verwendung des linearen Modelles für den Sommerzeitraum (Abb.2). Die Ergebnisse großräumigerer und auch ganze Jahre umfassender Untersuchungen sind aber ähnlich beschaffen (vgl. OSMAN 2001).

Die Erosivität der Niederschläge in Äthiopien schwankt im Jahr zwischen 106 mm und 323 mm; sie nimmt im zentralen Hochland nach Norden und Süden hin ab.

Abb. 1: Langjährige monatliche Verteilung der Niederschlagszeitreihen in Äthiopien

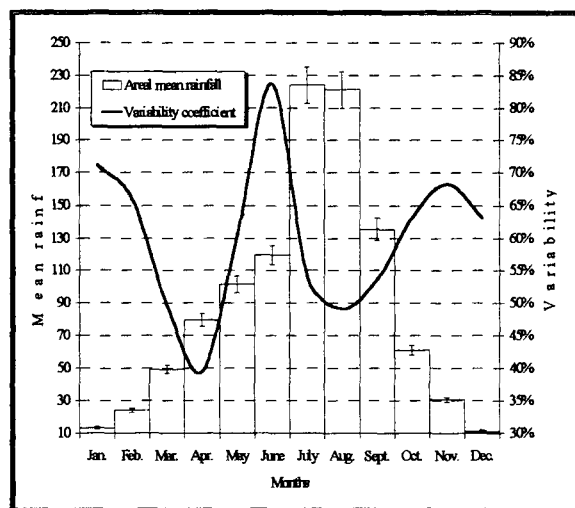
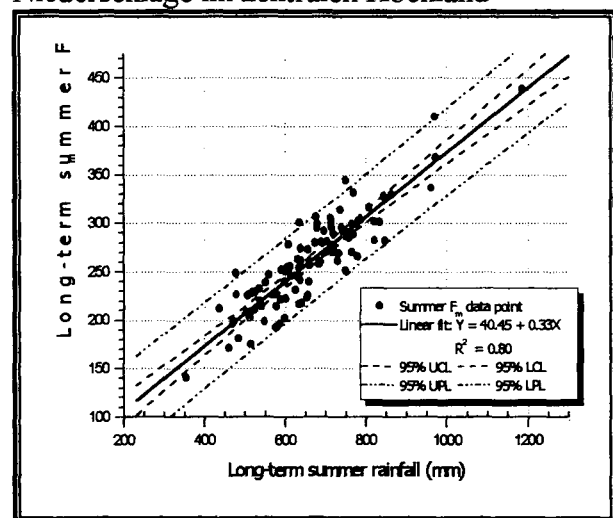


Abb. 2: Beziehung zwischen dem langjährigen Sommerniederschlag und der Erosivität der Niederschläge im zentralen Hochland



Für den Sommer ergeben sich Werte von 102 mm bis 400 mm, die im zentralen Hochland nach Norden ab- und nach Osten hin zunehmen (Abb. 3). Generell steigt die Jahres- und Sommererosivität im zentralen Hochland von Ost

\* Dr. Petra Sauerborn, Seminar für Geographie und ihre Didaktik, Universität zu Köln, Gronewaldstr. 2, 50931 Köln, sauerb@ew.uni-koeln.de  
\* Dr. Mahdi Osman, P.O. Box 995, Debre Zeit, Ethiopia, m\_osm@gmx.net  
\* PD Dr. Johannes Botschek, Prof. Dr. Armin Skowronek, Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn, botschek@boden.uni-bonn.de

nach West sowie Süd nach Nord an. Die Sommererosivität ist durch einen unregelmäßigen Verlauf gekennzeichnet, der auf die Niederschlagsverteilung zurückgeführt werden kann. Eine statistische Abhängigkeit von der Topographie kann jedoch nicht festgestellt werden. Die Variabilität der Ergebnisse ist insgesamt hoch, doch zeigt sich eindeutig: die für die Nahrungsmittelproduktion bedeutenden Landstriche sind auch am ehesten erosionsgefährdet.

#### **4. Zusammenfassung und Ausblick**

Die Erosivität der Niederschläge in Äthiopien ist sehr hoch und stellt eine große Gefährdung für

Mensch und Umwelt dar. Gemäß der Niederschlagsverteilung ist der Sommer die Hauptsaison für den Bodenabtrag.

Die erarbeiteten Modelle ermöglichen eine vereinfachte Vorhersage des regionalen und lokalen Wassererosionspotentials sowie seiner Variabilität auf der Grundlage begrenzter Daten und finanzieller Kapazitäten.

Es wird eine Verbesserung der Datenbasis und ihres Managements empfohlen, weil aufgrund verheerender On- und Off-Site-Schäden künftig ein gezielter Erosionsschutz notwendig ist.

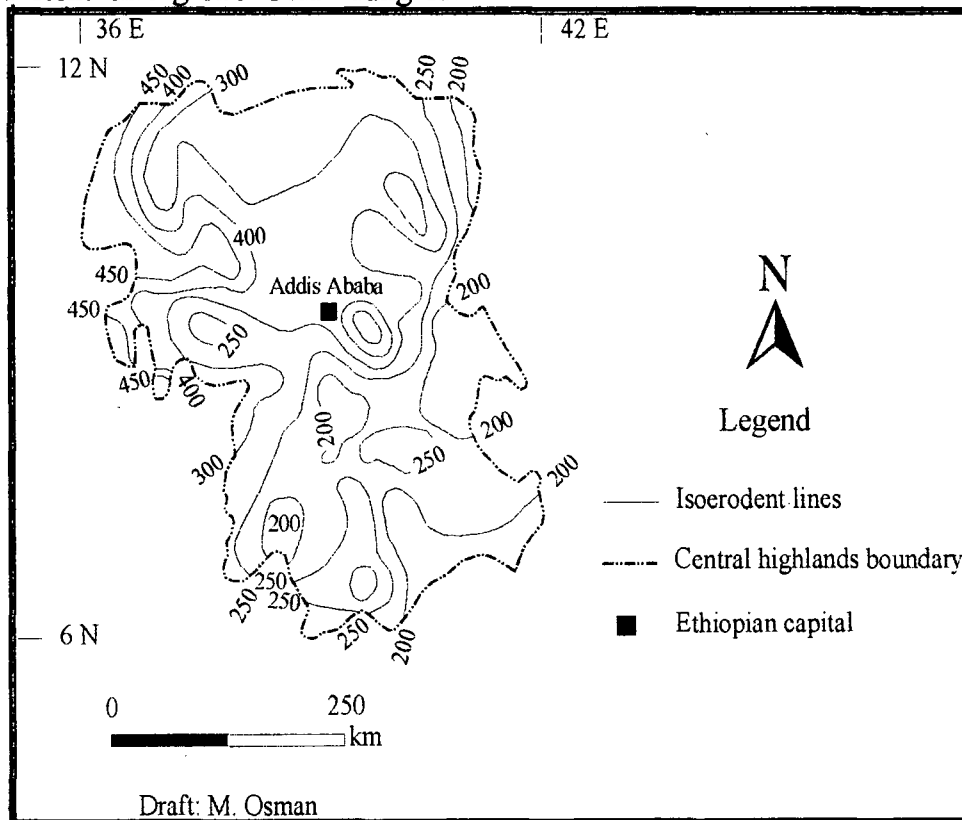


Abb. 3: Isoerodentkarte des Sommers für das zentrale Hochland Äthiopiens

#### **5. Literatur**

ARNOLDUS, H. M. J. (1980): An approximation of the rainfall erosivity factor in the USLE.- In: DE BOODT, M. & GABRIELS, D. (eds.): Assessment of Erosion. J. Wiley and Sons, Chichester, p. 127 - 132

BOERWINKEL, F & PARIS, S. (1984): Methodology used in the development of soil loss rate map of the Ethiopian Highlands.- MoA, UNDP & FAO, Addis Ababa, 19 pp.

OSMAN, M. (2001): Rainfall and its Erosivity in Ethiopia with special consideration of the central highlands.- Bonner Bodenkundliche Abhandlungen 37

Stiftung für die finanzielle Unterstützung der Forschungen.

#### **Danksagung**

Wir danken den äthiopischen Behörden für die Überlassung der Daten und der Friedrich-Ebert-

## Schneeschnmelz-Erosion

### Vorgänge und Formen der Bodenerosion durch Schneeschmelze

R.-G. Schmidt

#### 1. Einführung

In allen grundlegenden Arbeiten zur (Regen-)Wassererosion steht, dass am Abtragsgeschehen 2 Teilprozesse entscheidend beteiligt sind:

(1) *Ablösung von Bodenteilchen* durch die Prall- und Planschwirkung der Regentropfen (splash) sowie durch das Überströmen der Bodenoberfläche;

(2) *Transport von Bodenteilchen* durch den Oberflächenabfluss.

Zumindest die Splash-Wirkung entfällt bei der Schneeschmelz-Erosion; dafür spielen andere Faktoren, wie z.B. der Bodenfrost, eine wichtige Rolle. Worin bestehen aber die wesentlichen Unterschiede zwischen Regenwasser-Erosion und Schneeschmelz-Erosion? Die folgenden Ausführungen basieren auf Untersuchungen auf Prince Edward Island (P.E.I.) in E-Kanada. Hier in der kaltgemäßigten Zone herrschen kalte schneereiche Winter mit 550 mm Niederschlag im WHJ (Nov.-Apr.), davon etwa 50% als Schnee.

#### 2. Faktoren und Prozesse

##### 2.1 Schneedecke

Im Unterschied zu Regen gibt es bei Schneefall keine erosionsfördernde Energiewirkung. Diese resultiert erst aus dem abfließenden Schmelzwasser. Und die aus der Schneedecke pro Zeiteinheit frei werdende Wassermenge hängt von einer ganzen Reihe von Faktoren ab:

(1) Von der gefallenen *Schneemenge*, wobei allerdings die tatsächliche *Schneemächtigkeit* auf einer Fläche durch Windwirkung (z.B. Luv-Lee-Effekt an Hecken oder Feldgehölzen) erheblich variieren kann.

(2) Spielt die *Schneebeschaffenheit* eine Rolle. Die Dichte von Neuschnee beträgt etwa  $0,1 \text{ g/cm}^3$ , d.h. 1 cm Schneedecke hat ein Wasseräquivalent von 1 mm Niederschlag. Durch Alterung, weitere Schneeaufgaben, Antauen und Wiedergefrieren, durch Einlagerung von gefrierendem Regen usw. kann die Dichte im Laufe des Winters auf  $0,2$  bis  $0,3 \text{ g/cm}^3$  zunehmen. Daraus folgt nicht nur eine unterschiedliche Festigkeit der Schneedecke, sondern auch unterschiedliche Durchlässigkeit - eine Tatsache, die für den Formenschatz der Schneeschmelz-Erosion bedeutsam ist.

(3) Steuert der *Tauprozess* selbst die frei werdende Wassermenge. Sie wird im Wesentlichen vom Temperaturgang bestimmt. Im Hinblick auf die erosive Wirksamkeit des Schmelzwassers ist es wichtig, ob die gesamte Schneedecke auf einmal abtaut, ob der Vorgang zusätzlich durch Regen verstärkt wird oder ob er mehrphasig abläuft, unterbrochen durch erneute Frostperioden.

##### 2.2 Wege des Schmelzwassers

Für sommerliche Regenerosion lässt sich das Einzugsgebiet des Oberflächen-Abflusses i.d.R. sehr präzise bestimmen. Schneefall kann dagegen die "Reliefverhältnisse" für den Schmelzwasser-Abfluss beträchtlich verändern, weil der Oberflächen-Abfluss je nach Schneedichte zumindest an-

fangs auf der Schnee-Oberfläche erfolgt. So können durch die schon erwähnten großen Unterschiede der Schneemächtigkeit - gerade in wenig reliefierten Gebieten - die Grenzen der Einzugsgebiete und die Abfluss-Richtungen von der Sommer-Situation erheblich abweichen.

Es wurde auf P.E.I. bspw. Grabenerosion über eine flache Wasserscheide hinweg beobachtet, oder dass ein grassed waterway (Abfluss-Mulde) beim Schmelzwasser-Abfluss noch mit Schnee verfüllt war und dadurch das Wasser - statt schadlos abgeführt - darüber hinweg in die benachbarte Ackerfläche geleitet wurde; in einem Fall wurde auf diese Weise sogar ein knapp 2 m tiefer Abzugsgraben überwunden!

An Schnee-Barrieren können sich bei geringen Hangneigungen *Schmelzwasser-Tümpel* bilden, deren temporäres Bestehen durch Sedimentationsfächer belegt wird, die im schneefreien Relief in solcher Position nie zur Ablagerung kämen. Mit dem Niedertauen der Barrieren kommt es oft zu schubweiser Entleerung; aus solchen Abfluss-Schüben lassen sich unvermittelt am Hang einsetzende Erosionsrinnen erklären. Aus dem "Schnee-Relief" resultieren also z.T. schwer kalkulierbare Abflusswege des Schmelzwassers.

##### 2.3 Bodenfrost

Gefrierendes Wasser im Boden führt - insbesondere bei häufigen Frostwechseln - zur *Erweiterung der Grobporen* und damit zur *Zerkleinerung der Bodenaggregate* wie auch größerer Erdschollen (beides trägt zur Einebnung des Acker-Mikroreliefs bei) sowie zu *Frosthebung* und zur Bildung z.T. netzartig angeordneter *Frostspalten*.

Die *Infiltration* in gefrorenem Boden hängt in erster Linie vom Wassergehalt zu Beginn des Gefriervorgangs ab und von der Frostwechsel-Häufigkeit. Daher kann die *Infiltrationskapazität* im Winter von Null bis zu Werten reichen, die deutlich höher sind als bei nicht gefrorenem Boden; eine Ableitung der Infiltrationskapazität aus der Textur des Bodens ist nicht möglich.

Bei Regenerosion kennt man den unmittelbaren Zusammenhang zwischen abnehmender Infiltration und gleichzeitig zunehmender Erosionsanfälligkeit. Die *Erodibilität* gefrorener Böden (mit einer Infiltration gegen Null) ist dagegen ebenfalls Null, denn die Bodenteilchen sind durch Eis fest miteinander verkittet. Erst während des Tauvorgangs entsteht eine dünne, wassergesättigte Schicht über dem noch gefrorenen Boden, die gegenüber der Schleppkraft des abfließenden Schmelzwassers äußerst empfindlich reagiert. Insgesamt ist die Erodibilität des Bodens vom Einsetzen der Schneeschmelze und dem Temperaturverlauf abhängig - sprich: von der Überwindung des Bodenfrostes. Dabei ist die Erosion zunächst begrenzt durch die Möglichkeit, überhaupt Partikel aus dem noch gefrorenen Bodenverband herauszulösen, und schlägt dann mit zunehmender Auftautiefe um in einen allein von der Transportkapazität des Schmelzwassers bestimmten Prozess. Hohe Einstrahlung beschleunigt diesen Prozess; und die ungleiche Schneemächtigkeit variiert die Abtragung - selbst auf kleinem Raum.

### 3. Formen und Formengemeinschaften

Anhand einer idealisierten zeitlichen und funktionalen Abfolge (s. Abb. 1) wird der Formenschatz, wie er unter Frostwirkung und Schneeschmelze entsteht, vorgestellt:

#### 3.1 Formung durch Bodengefrorenis

Nach der Ernte und ggf. Bodenbearbeitung kommt es etwa ab Anfang November im Wechsel zu Regenfällen mit starker Durchfeuchtung der Böden, Perioden mit Kahlfrost, ersten Schneefällen und Tauperioden. In dieser Phase ① entwickelt sich an der Bodenoberfläche ein Netz von 5 - 10 cm tiefen *Frostspalten*. Sie erleichtern später die Seitenerosion in den Abfluss-Rinnen. Im Dezember, spätestens Anfang Januar stellen sich kontinuierliche Bodengefrorenis und eine geschlossene Schneedecke ein. Es herrscht jetzt *Formungsruhe*. ②

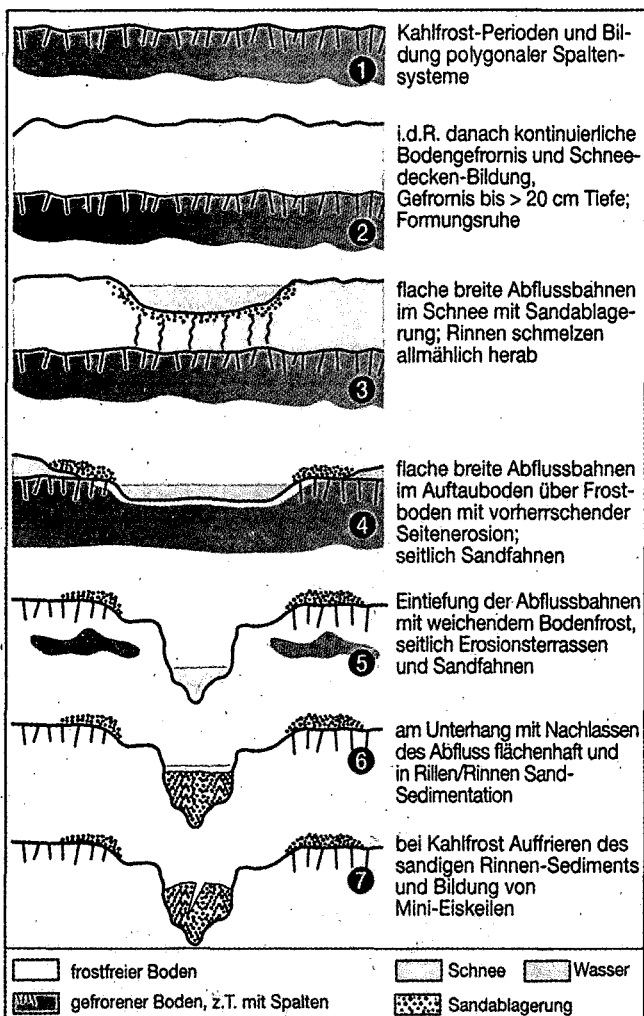


Abb. 1 Idealisierte Abfolge der Entstehung winterlicher Kleinformen; nach RICHTER 1998 (verändert)

#### 3.2 Formung durch Schneeschmelz-Erosion

Das ändert sich mit dem Einsetzen der Schneeschmelze zwischen Ende März und Mitte April grundlegend. Dabei wird - häufig innerhalb weniger Tage - eine große Wassermenge freigesetzt. Dieser Abfluss erfolgt zuerst fast nur auf der Schneedecke ③, dann über Schneeflecken und gefrorenen Boden und schließlich auf zunehmend auftauendem Boden. Ein eindeutiges Indiz für Abfluss auf der Schneedecke sind die sog. *Sandfahnen*. Sie entstehen, wenn Sediment führendes Schmelzwasser über und in den Schnee fließt; dabei werden vorwiegend die mittleren bis groben Korngrößen (Sand)

regelmäßig herausgefiltert ③. Die Sandfahnen legen sich mit dem Niedertauen des Schnees wie ein Tuch auf das Acker-Mikrorelief ④. Häufig begleiten sie die Erosionsformen in bis zu 1 m Abstand und zeigen damit, dass die Abflussbahnen auf Schnee pendelnd verlaufen und/oder breiter sind als die späteren erosiven Schmelzwässer. Mit dem stellenweisen oder flächenhaften Abschmelzen setzt das Auftauen der Bodenoberfläche ein. Zunächst bilden sich in den Schmelzwasser-Abflussbahnen *breite und flache Rillen*, weil sie sich nur bis zur jeweiligen Auftautiefe einschneiden können ④; es herrscht Seitenerosion vor. Mit wachsendem Schmelzwasser-Aufkommen und zunehmender Auftautiefe bis hin zur vollständigen Beseitigung der Bodengefrorenis kommt es dann in diesen kastenförmigen flachen Profilen zur Ausbildung *tiefer, steilwandiger bis kerbförmiger Rillen bzw. Rinnen* ⑤. Die Frostspalten tragen hier, wie auch schon in der Phase der vorherrschenden Seitenerosion, zur Vergrößerung der Form und des Abtrags bei, weil die Flanken der Rillen entlang dieser Frostrisse leicht nachstürzen können. Am Unterhang gehen die Rillen, Rinnen oder Gräben dann über in kastenförmige *Flutrinnen* mit 2 - 3 m Breite.

#### 3.3 Formung durch Schneeschmelz-Akkumulation

Der Hangfuß ist gleichzeitig auch der Bereich, in dem wegen geringer Hangneigung und Fließgeschwindigkeit und hoher Suspensionsfracht zwangsläufig *Sedimentation* einsetzt. Und gegen Ende des Schmelzwasser-Abflusses, wenn die Wassermenge nachlässt und die Belastung die Transportkraft weit übersteigt, kommt es nicht nur zur Ablagerung am Hangfuß, sondern auch in den Rillen und Rinnen der flachen Hangpartien weiter oberhalb ⑥. In solchen Ablagerungen kann es bei nachfolgenden Kahlfrösten zur Frosthebung und Bildung von beeindruckenden *Frostspalten* kommen ⑦.

#### 4. Fazit

Zu erheblicher Schneeschmelz-Erosion kann es erst kommen, wenn die Bodenoberfläche zumindest teilweise schneefrei ist. Das bedeutet, dass die Schneefall-Menge, die gesamte winterliche Schnee-Akkumulation allein nur einen recht eingeschränkten Aussagewert für den tatsächlichen Erosionsbetrag hat. Lokale Schnee-Verteilung, Frosttiefe, Temperatur-Entwicklung und Auftaugeschwindigkeit sind neben Relief, Nutzung und Bearbeitung die entscheidenden Formungs-Parameter.

#### Literatur

BERNSDORF, B., RICHTER, G. & SCHMIDT, R.-G. (1995): Die Kartierung der Schneeschmelz-Erosion.- Forschungsstelle Bodenerosion, H.14, Trier: 80.  
 BERNSDORF, B. (2000): Zur Vorhersage der Bodenerosion durch Schneeschmelze. Eine Methode zur Modellbildung und analogen sowie GIS-gestützten Umsetzung.- Forschungsstelle Bodenerosion, H.15, Trier: 121.  
 RICHTER, G. (1998): Bodenerosion durch Schneeschmelze.- In: RICHTER, G. (Hrsg.): Bodenerosion. Analyse und Bilanz eines Umweltproblems.- Darmstadt: 43-50.  
 SCHMIDT, R.-G. (2000): Untersuchungen zur Bodenerosion auf Prince Edward Island (Kanada).- In: Trierer Geogr. Stud., H.23: 205-212.

## **Bedeutung der Bearbeitungserosion im Jungmoränengebiet**

B. Winnige, M. Frielinghaus, Y. Li

### **PROBLEMSTELLUNG - BODENEROSION**

Das Problem Bodenerosion wurde national und international wissenschaftlich umfassend bearbeitet (RICHTER ET AL., 1998; FRIELINGHAUS ET AL., 1999).

Die Analysen, Auswirkungen und Risikoabschätzungen bezogen sich jedoch bisher vorwiegend auf wasser- und winderosionsbedingte Stoffverlagerungen, so dass in einigen Regionen eine Überbewertung der so verursachten Transporte zu vermuten ist.

Daher wurde in den letzten Jahren international damit begonnen, neben den Prozessen der Wasser- und Winderosion die Prozesse der Bearbeitungserosion (tillage erosion) zu untersuchen. Besonders in Kanada, Amerika und Westeuropa wurden erste Untersuchungen und Studien zur Bodenverlagerung infolge der Bearbeitung durchgeführt und veröffentlicht (VESETH, 1986; LINDSTROM ET AL., 1992, QUINE UND WALLING, 1993; GOVERS ET AL., 1994; LOBB, ET AL., 1995).

Dort gewonnene Ergebnisse experimenteller Untersuchungen zeigen, dass die Bearbeitungserosion auf gefährdeten Standorten zu gleicher oder häufig zu größerer Bodenbewegung als die Wassererosion führen kann. Wassererosionsraten im hügeligen Ackerland werden im langjährigen Mittel mit 1-10 t/ha/a angegeben (SCHAUB, 1989; BOARDMAN, 1990; GOVERS, 1991; AUZET ET AL., 1993; VANDAELE, 1993). Bearbeitungserosion- und Depositionsraten können auf Hängen mit ausgeprägter konvexer Formung 10 t/ha/a übersteigen (GOVERS ET AL., 1994). In Südwest-Ontario wurden bis zu 150 t/ha/a Gesamtbodenverlust gemessen (ASPINALL, 1997). Der Anteil der Verlagerung infolge Bearbeitungserosion betrug davon 100 t/ha/a. Auch LOBB ET AL. (1999) gaben >70 % Verlust durch Bearbeitungserosion am Gesamtbodenverlust in Kanada an.

### **BEARBEITUNGSEROSION UND SEINE EINFLUSSFAKTOREN**

#### **Definition:**

Unter Bearbeitungserosion (tillage erosion) wird die Verlagerung und damit der Bodenverlust bzw. die Bodenakkumulation an landwirtschaftlich genutzten Hängen verschiedener Ausformung infolge des Einsatzes verschiedener

Bearbeitungsgeräte verstanden.

Hervorgerufen wird die Verlagerung (soil translocation) durch das mechanische Eingreifen der Bearbeitungswerkzeuge in den Bearbeitungshorizont, d.h. jede mechanische Bodenbearbeitung in horizontaler Richtung führt zu einer Bodenverlagerung.

Erfolgt die Verlagerung in Gefällrichtung, kann daraus eine Bearbeitungserosion entstehen.

Der Wechsel der Hanggradienten zwischen benachbarten Hangsegmenten bestimmt die Rate des Bodenabtrages oder des Bodenauftrages. Bodenverluste an konvexen Hangbereichen und Bodenakkumulationen an konkaven Hangbereichen sind das Ergebnis des Prozesses. An gestreckten Bereichen mit gleichbleibenden Gradienten ist die Bilanz nahezu ausgeglichen, hier kann Wassererosion vorherrschen (LINDSTROM ET AL., 1992; GOVERS ET AL., 1994; LOBB ET AL., 1995; POESEN ET AL., 1997).

Der Umfang der Bearbeitungserosion ist von verschiedenen Faktoren abhängig.

Ein standortspezifischer Faktor ist die Hangmorphologie. Besonders prädestiniert sind Hänge mit stark wechselnder Morphologie. Sie sind wegen des hohen Anteils konvexer Hangmuster besonders gefährdet.

Ein weiterer wichtiger Faktor ist der Zustand des Bodens zum Zeitpunkt der Bearbeitung. Hier spielen der Feuchtegehalt und die Lagerungsdichte eine wichtige Rolle (MONTGOMERY ET AL., 1999). Untersuchungen haben gezeigt, dass gelockerter Boden stärker verlagert wird als fester Boden (VAN MYSEN ET AL., 1999).

Der Umfang der Bearbeitungserosion ist weiterhin von den Werkzeugparametern abhängig. Die Transportrate der Bearbeitungserosion ist bei verschiedenen Verfahren und Geräten unterschiedlich. Sie hängt von der Anordnung und Form der Bearbeitungswerkzeuge, der Tiefe und Fahrgeschwindigkeit bei der Bearbeitung sowie der Fahrweise ab. Besonders durch den Scharpflug, aber auch durch die übrigen in den Boden eingreifende Werkzeuge werden Verlagerungen initiiert (LINDSTROM, 1992; LOBB ET AL., 1995; DE ALBA, 1997; CARTER ET AL., 1997; VAN MUYSSEN ET AL., 1999; GOVERS ET AL., 1999)

### **BEDEUTUNG DER BEARBEITUNGSEROSION IN JUNG MORÄNENLANDSCHAFTEN**

Die Jungmoränenlandschaften Nordostdeutschlands weisen eine spezielle Morphologie auf. Sie haben eine sehr hohe Reliefenergie und eine differenzierte Hangmorphologie. In den in der Eiszeit geprägten Landschaftsräumen herrscht eine in Grad und Ausprägung differenzierte Heterogenität der Mächtigkeit der Bodendecke, ihrer Zusammensetzung sowie ihrer gegenwärtigen



gen Bodenqualität vor. Für die Catenatypen der Jungmoränenlandschaften (SCHMIDT, 1986, FRIELINGHAUS ET AL., 1992) wird ein hoher Anteil überprägter Böden (Kolluvien) sowie starke Verkürzungen der Abtragsbereiche insbesondere an konvexen Hängen ausgewiesen (Abb. 1).



→ überprägte Böden im Akkumulationsbereich

Abb. 1: Heterogener Landschaftsausschnitt mit hohem Anteil überprägter Böden (Digitale Luftbildkarte 1:10.000, Landesvermessungsamt Brandenburg)

Bei der Auswertung aller bisherigen Resultate ergaben sich Differenzen zwischen den durch Wassererosion kalkulierten oder gemessenen Bodenverlagerungen und dem Umfang der flächeninternen Bodenakkumulationen. Die den Hängen zuzuordnenden Akkumulationsflächen sind vielfach nicht im Gleichgewicht mit den durch Wassererosion möglichen Materialtransporten.

Der Anteil der verschiedenen Verlagerungsformen innerhalb einer bestimmten Landschaft hängt vorrangig von der Hangmorphologie sowie von der Niederschlagserosivität und der Boden-erodierbarkeit ab. Ausschlaggebend ist aber stets die Intensität der Landnutzung.

Bei einer eher niedrigen Niederschlagserosivität in dieser Region liegt die Vermutung nahe, dass ausgelöst durch die Zunahme der Bodenbearbeitungsintensität in den letzten Jahrzehnten ein erheblicher Anteil der rezenten Bodenverlagerungen das Ergebnis der Bearbeitungserosion ist.

Erste Untersuchungen an einer Flachcatena der stark übersandeten Grundmoräne in Müncheberg, die langjährig entweder als Grünland oder als intensives Ackerland genutzt wurde, erhärten

diese Annahme. Hier wurde durch eine Cäsiumanalyse die Gesamtbodenneuverteilung (Auf- und Abtragsbereiche) an verschiedenen Hangpositionen bestimmt und der Anteil der Bearbeitungs- und Wassererosion an der Gesamtbodenverlagerung mit Hilfe von Modellen ermittelt. Die ersten Ergebnisse ergaben ein durchschnittliches Verhältnis der Bearbeitungsverlagerung zur Bodenverlagerung durch Wassererosion von 2,1 : 1 am Oberhang, 0,8 : 1 am Mittelhang und 0,4 : 1 am Unterhang mit vorwiegender Akkumulation.

Es muss also davon ausgegangen werden, dass innerhalb einer Landschaft stets mehrere Prozesse gleichzeitig stattfinden. Je nach erosionsauslösenden und beeinflussenden Faktorenkombinationen wird bei einem Ereignis oder in einem bestimmten Zeitraum jeweils eine Form überwiegen. In die Bilanz der Bodenverluste und der Akkumulation müssen deshalb beide Transportformen eingehen. Daraus ergibt sich die Notwendigkeit, genauere Untersuchungen zur Differenzierung der durch Oberflächenabfluss und Bodenbearbeitung initiierten Transporte zu beginnen und diese zu quantifizieren.

Ausgewählte Literatur: (fehlende und weiterführende Literatur beim Autor)

ASPINALL, J. D. (1997): Remediation of an eroded knoll in southwestern Ontario. In: Tillage Translocation & Tillage Erosion. Symposium Handbook. An International Symposium at the 52<sup>nd</sup> SWCS Annual Conference, Toronto, Canada.

FRIELINGHAUS, MO.; PETELKAU, H.; SCHMIDT, R. (1992): Wasserosion im norddeutschen Jungmoränengebiet. Zeitschr. f. Kulturtechnik und Landentwicklung. 33. (1992). S. 22 - 33.

FRIELINGHAUS, MO. ET AL. (1999): In: Schutz des Bodens. Reihe Umweltschutz - Grundlagen und Praxis. Buchwald/Engelhardt (Hrsg.), Economica-Verl., Bd. 4, 157 S.

GOVERS, G.; VANDAELE, K.; DESMET, P. J. J.; POESEN, J.; BUNTE, K. (1994): The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. In: European Journal of Soil Science 45, S.469-478.

LINDSTROM, M. J.; NELSON, W.W.; SCHUMACHER, T. E. (1992): Quantifying tillage erosion rates due to moldboard plowing. In: Soil & Tillage Research, 24, S. 243-255.

LOBB, D. A.; KACHANOSKI, R. G.; MILLER, M. H. (1995): Tillage translocation and tillage erosion on shoulder slope landscape positions measured using <sup>137</sup>Cs as a tracer. Canadian journal of Soil Science 75. S. 211-218

LOBB, D. A.; KACHANOWSKI, J. D. (1999): Modelling tillage erosion in the topographically complex landscape of southwestern Ontario, Canada. In: Soil & Tillage research 51. S. 261-277.

MONTGOMERY, J. A.; MCCOOL, D. K.; BUSACCA, A. J.; FRAZIER, B. E. (1999): Quantifying tillage translocation and deposition rates due to moldboard plowing in the Palouse region of the Pacific Northwest, USA. In: Soil & Tillage research 51. S. 175-188.

Poesen, J.; van Wesemael, B.; Govers, G.; Martinez-dernandez, J.; Desmet, P.; Vandaele, K.; Degraer, G. (1997): Patterns of rock fragment cover generated by tillage erosion. Geomorphology 18 (1997), S. 183-197. Quine, T. A.; Walling, D. E. (1993): Use of caesium-137 measurements to investigate relationship between erosion rates and topography. In: Thomas D. S. G.; Allison, R. J. (Eds.), Landscape Sensitivity, Wiley, Chichester, pp. 31-48.

Richter, G. (1998): Bodenerosion durch Wasser. In: Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Hrsg. Richter, G., Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt, S. 43-50.

SCHMIDT, R. (1986): Catena-Typen der Bodengesellschaften der D-Standorte. Forschungsbericht Gesetzmäßigkeiten der arealen Verteilung und der Variabilität von Bodenparametern. - Müncheberg. Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit, 160 S.

## Zur Verbreitung von Tunnelerosion in Deutschland - Standortermittlung mit Hilfe von Öffentlichkeitsarbeit und internet-gestützten Umfragen

Winzen, A. & J. Botschek\*

### 1. Einleitung

Tunnelerosion wurde in Deutschland vor allem im Bergischen Land, Nordrhein-Westfalen, beschrieben und beweist hier beträchtliches Schadenspotenzial (Botschek et al. 2000). Da ähnliche Klimabedingungen, bodenkundliche sowie geomorphologische Verhältnisse und Nutzungen auch in anderen Landschaften Deutschlands gegeben sind, kommt subterrane Erosion möglicherweise häufiger vor als bisher angenommen. Im vorliegenden Beitrag werden verschiedene Wege beschritten, um die Verbreitung dieses Abtragsprozesses in Deutschland zu recherchieren.

### 2. Ermittlung von Tunnelerosionsstandorten

Auf der Suche nach unveröffentlichten Standorten wurden zwei Methoden eingesetzt:

1. Öffentlichkeitsarbeit. Dieser Ansatz diente dazu, Standorte auf regionaler Skala zu ermitteln. Über die Pressestelle der Universität Bonn wurde ein Bericht über Tunnelerosion an verschiedene Tageszeitungen in der Region verbreitet. Zielgruppe war hierbei die breite Bevölkerung, die aufgefordert wurde, Standorte zu melden.

2. Fragebogenaktionen. Deutschlandweit wurden Fragebögen gezielt an Personen mit Fachkenntnissen verschickt. Das waren die Betreiber von Talsperrern, die Landwirtschaftskammern, div. Bodenspezialisten und die Geologischen Landesdienste.

Da selbst Fachleute das Phänomen Tunnelerosion

oft nicht kennen und daher auch nicht identifizieren können, wurde eine Internetseite konzipiert. Unter [www.tunnelerosion.de](http://www.tunnelerosion.de) können sich Laien und Fachleute nun über die Faktoren und Prozesse sowie über das Erscheinungsbild von Tunnelerosion informieren.

Eine Reihe von Standorten sind bereits veröffentlicht und wurden im Rahmen der Studie vor allem anhand folgender Methoden zusammengetragen:

3. Recherche im Internet. Über Suchmaschinen wurde im Internet nach Anhaltspunkten über Tunnelerosion recherchiert. Dabei wurde nicht nur nach dem Begriff „Tunnelerosion“, sondern auch nach sämtlichen Synonymen gesucht (z.B. Piping, (Löß-)Subrosion, Pseudokarst u.a.).

4. Literaturrecherche. Tunnelerosion wurde von einigen wenigen Autoren in Deutschland dokumentiert und teilweise auch experimentell untersucht: Bachmann et al. (1963), Barsch & Wimmer (1988), Botschek et al. (1996, 1998, 2000), Hardenbicker et al. (1998, 2000), Lehmann (1982), Müller-Miny (1954), Schröder (1973) und Weidenbach (1953).

Einigen dieser Berichte konnte die Lage von Standorten entnommen werden.

### 3. Ergebnisse und Verifizierung der Standortermittlungen

Durch die verschiedenen Ansätze wurden bislang knapp 100 Tunnelerosionsstandorte ermittelt.

Die Öffentlichkeitsarbeit brachte eine Vielzahl von Standorten im Raum Bonn. Diese konnten sehr leicht vor Ort verifiziert werden, da die Entfernungen nur sehr gering waren. Darüber hinaus konnten zahlreiche Standorte allein durch aufmerksames Beobachten der Landschaft der Liste der Standorte hinzugefügt werden.

Bei den Fragebogenaktionen war die Verifizierung teilweise schwieriger, da sie deutschlandweit durchgeführt wurden und die Entfernungen oftmals

\* Institut für Bodenkunde, Nussallee 13, D-53115 Bonn

sehr groß waren. Gute Fotos der betroffenen Flächen und zusätzliche Auskünfte der Berichter reichten allerdings meist für eine Verifizierung aus. Die Befragung der Geologischen Landesdienste brachte quantitativ und qualitativ die besten Resultate.

Die Internetrecherche ergab zwar einige Hinweise auf Tunnelerosion, aber meist keine präzisen Standortangaben. Hier konnte ein gezieltes Nachfragen weiterhelfen. Hilfreich war die Homepage des Hessischen Landesamts für Umwelt und Geologie mit einem Umweltatlas über Boden und Geologie, in dem u.a. Erdfälle durch Lößsubrosion eingetragen sind.

Bei den Standorten, die durch Literaturrecherche ermittelt wurden, waren die Angaben zur Lage teilweise sehr ungenau. Vorteilhaft war andererseits die gute Dokumentation, die eine Verifizierung vor Ort überflüssig machte.

Um das Ausmaß der Verbreitung zu veranschaulichen, wurde das Ergebnis der Ermittlungen in eine vorläufige Karte eingetragen (s. Abb.). Die Recherchen laufen zur Zeit noch und sollen im Sommer 2002 abgeschlossen sein \*\*.

#### 4. Fazit

Es ist schon jetzt abzusehen, dass sich die meisten Standorte auf Lößböden befinden. Dabei sind zum größten Teil Grünlandflächen betroffen. Tunnelerosion tritt aber auch auf Ackerflächen, seltener unter Wald auf.



• derzeit bekannte Tunnelerosionsstandorte

#### 5. Literatur

- Botschek, J., B. Maimann & A. Skowronek 2000: Stofftransporte und Reliefformung durch Tunnelerosion im Bergischen Land. – Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 121, 45-61.
- Hardenbicker, U. 1998: Subterrane Erosion im östlichen Harzvorland. – Z. Geomorph. N.F., Suppl.-Bd. 112, 93-103.
- Müller-Miny, H. 1954: Bodenabtrag und Erosion im südbergischen Bergland. Ein Beitrag zur Frage der Bodenzerstörung und zur quantitativen Morphologie. – Berichte z. dt. Landeskunde 12, 277-292.
- Schröder, D. 1973: Tunnelerosion in schluffreichen Böden des Bergischen Landes. – Z. f. Kulturtechnik und Flurbereinigung 14, 21-31.

---

\*\* Über die Homepage [www.tunnelerosion.de](http://www.tunnelerosion.de) können noch Standorte gemeldet werden!

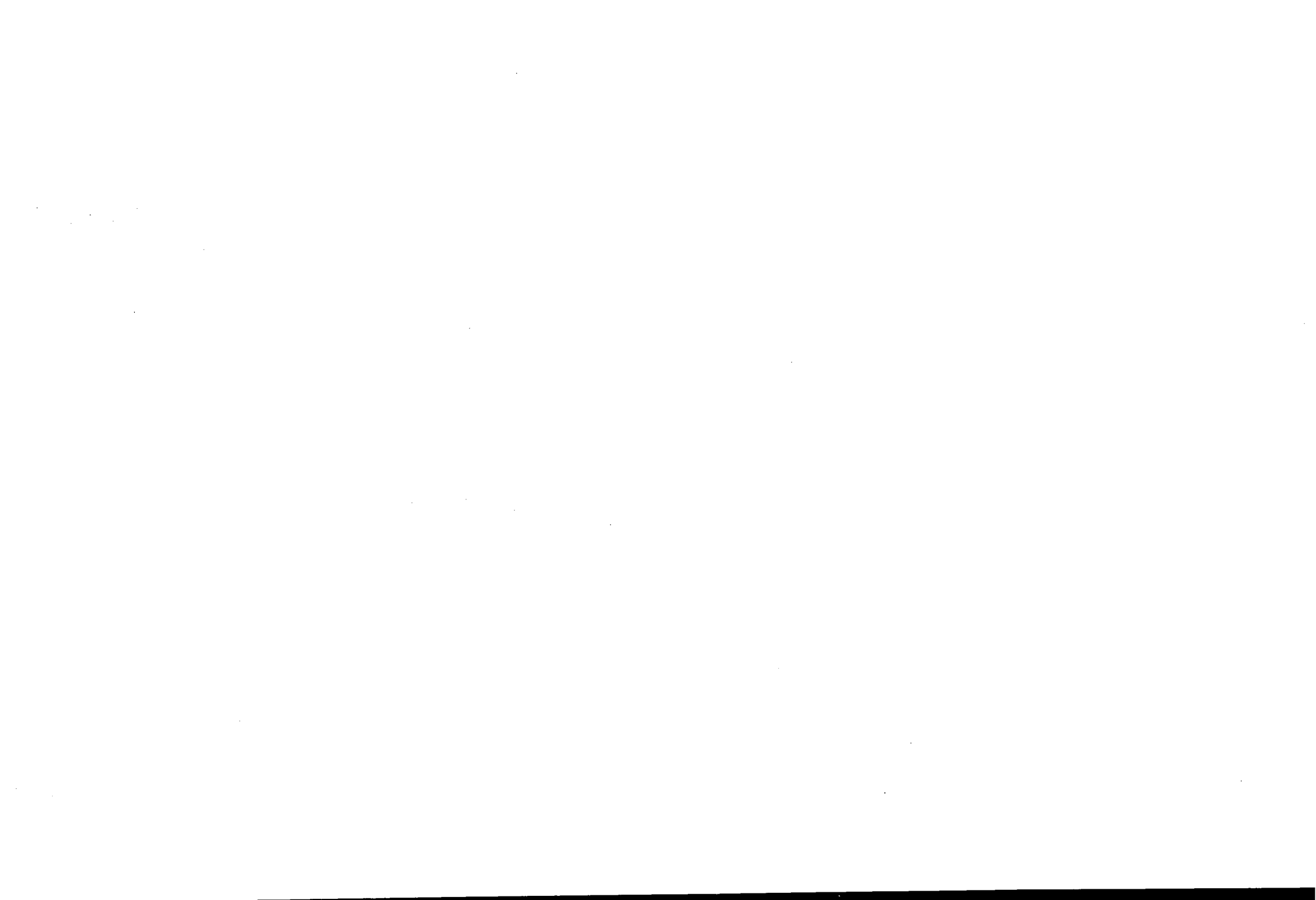
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Workshop Kommission II zusammen mit Kommissionen I, III, IV und VII**  
**„Kinetics of Soil Physico-Chemical Processes“**  
**31. März bis 02. April 2003 in Berlin**

Band 101

2003



## Modelling transport and sorption of Zn and Ca in soils considering cation exchange and diffusion reactions

T. Kuhl<sup>a</sup>, H.-P. Helfrich<sup>b</sup> & G. W. Brümmer<sup>a</sup>

<sup>a</sup>Department of Soil Science, University of Bonn, 53115 Bonn, Germany

<sup>b</sup>Department of Applied Mathematics, Faculty of Agriculture, University of Bonn, 53115 Bonn, Germany

Increasing relevance of heavy metal pollution of the subsurface environment requires to understand quantitatively the dynamics of metal transport in soils. Transport modelling for diagnostic as well as predictive purposes has to consider the specific processes governing the sorption behaviour of heavy metals.

Spontaneous sorption of cations on soil components has been widely described in the literature. In addition, several studies provide evidence that intraparticle diffusion of Zn and other heavy metals along micropore walls and into defects of minerals and into humic substances is the main rate-limiting process causing slow adsorption and desorption (e.g. Brümmer et al. 1988, Trivedi and Axe 2000). Generally, sorption of heavy metals on oxides and other soil components can be recognized as a three-step process:

1. Instantaneous adsorption and/or cation exchange on external surface binding sites of aggregates and particles,
2. Slow diffusion into micropores and defects of iron oxides and other soil components (solid-state diffusion), and
3. Fixation of heavy metal cations on internal sorption sites.

The objective of this work is i) to depict rate-limited sorption of zinc in soils as a result of intraparticle diffusion, and ii) to develop a coupled sorption/diffusion transport model considering spontaneous adsorption and cation exchange reactions followed by diffusion of cations to internal surfaces of aggregates and particles.

In our model, spontaneous sorption and ion exchange is described by either single ion adsorption isotherms (Henry, Langmuir, Freundlich, modified Freundlich) or cation-exchange equations. The model offers the possibility for parameter estimation of selectivity coefficients according to different approaches. For the Rothmund-Kornfeld approach

$$s_{e,Zn} = \frac{K_S}{z_i} \cdot \frac{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn}^\alpha}{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn}^\alpha + a_{Ca}^\alpha}$$

$$s_{e,Ca} = \frac{K_S}{z_i} \cdot \frac{a_{Ca}^\alpha}{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn}^\alpha + a_{Ca}^\alpha}$$

$s_{e,Zn}$  and  $s_{e,Ca}$  ( $mmol \cdot kg^{-1}$ ) denote the externally sorbed amount of Zn and Ca,  $K_S$  ( $mmol_c \cdot kg^{-1}$ ) is the

cation-exchange capacity,  $K_{ZnCa}$  the selectivity coefficient,  $z_i$  the valency ( $z_{Zn} = z_{Ca} = 2$ ),  $a_i$  the activity of ion  $i$  (Zn, Ca) in solution (with  $a_i = \gamma c_i$ ) and  $\alpha$  an empirical constant. The activity coefficient  $\gamma$  is calculated using the Debye-Hückel equation. In the case that  $\alpha$  is equal to 1, the equations reduce to the Gaines-Thomas approach. Cation-exchange of Zn and Ca can also be described by an extended Gaines-Thomas equation with competitive Langmuir-site (VOEGELIN et al. 2001), which accounts for specific sorption:

$$s_{e,Zn} = \frac{K_S}{z_i} \cdot \frac{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn}}{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn} + a_{Ca}} + \frac{L_T \cdot K_{Zn} \cdot a_{Zn}}{1 + K_{Zn} \cdot a_{Zn} + K_{Ca} \cdot a_{Ca}}$$

$$s_{e,Ca} = \frac{K_S}{z_i} \cdot \frac{a_{Ca}}{K_{ZnCa} \cdot a_{Zn} + a_{Ca}} + \frac{L_T \cdot K_{Ca} \cdot a_{Ca}}{1 + K_{Zn} \cdot a_{Zn} + K_{Ca} \cdot a_{Ca}}$$

$L_T$  ( $mmol_c \cdot kg^{-1}$ ) is the total concentration of specific sorption sites,  $K_{Zn}$  and  $K_{Ca}$  are conditional sorption constants. The total mass balance is ensured by

$$C_{Zn} = c_{Zn} + \rho_r \cdot (s_{e,Zn} + \bar{s}_{d,Zn})$$

$$C_{Ca} = c_{Ca} + \rho_r \cdot s_{e,Ca}$$

where  $C_{Zn}$  and  $C_{Ca}$  ( $c_{Zn}$  and  $c_{Ca}$ ) are the total concentrations and solution concentrations of Zn and Ca ( $mmol \cdot l^{-1}$ ), respectively. The bulk density is denoted by  $\rho_r$ ,  $s_{d,Zn}$  ( $mmol \cdot kg^{-1}$ ) is the diffused concentration of Zn, since only for Zn a diffusion into the microporous solid can be observed. The concentration  $s_i$  in the theoretical diffusion layer is assumed to be proportional to the externally sorbed Zn concentration. The diffusion process is realized by transformation of Fickian differential equations into an integral equation with explicitly given kernels  $k(t)$  for rods, spheres, and cylinders. For every particle in the microscale diffusion is described by a diffusion equation. The solution of the diffusion equation for the spatially averaged concentration in every particle results in an integral equation

$$\bar{s}_d(t) = \int_0^t k(D_a \cdot (t - \tau)) \cdot s'_i(\tau) \cdot d\tau$$

with the apparent diffusion coefficient  $D_a$  ( $d^{-1}$ ). The combination of the integral term with equations for ion transition through the diffusional layer and adsorption on external binding sites results in an integro-differential equation (*memory term*). The effective diffusion coefficient  $D_e$  ( $cm^2 \cdot s^{-1}$ ) is given by  $D_a = D_e \cdot r^2$ , where  $r$  is the characteristic radius of the particles.

The adjustment of parameters is done by the Least-Squares method. The non-linear optimization procedure is accomplished by a Trust-Region-Method as a refinement of the Levenberg-Marquardt algorithm.

Additionally, transport of ions is modelled by the convection-dispersion equation considering mobile and immobile water phases.

Zinc adsorption by a moderately acidic soil sample (Cambisol, pH 5.2) was investigated in batch

experiments with different Zn and Ca background concentrations (0.076 to 0.76 mM Zn; 2, 10, and 50 mM Ca) over a range of time (7 min to 512 h), while transport studies in homogenized, water saturated soil columns were carried out using 0.28 mM Zn solution containing the same Ca background (2 to 50 mM Ca). The experimental data set was analysed with the developed model.

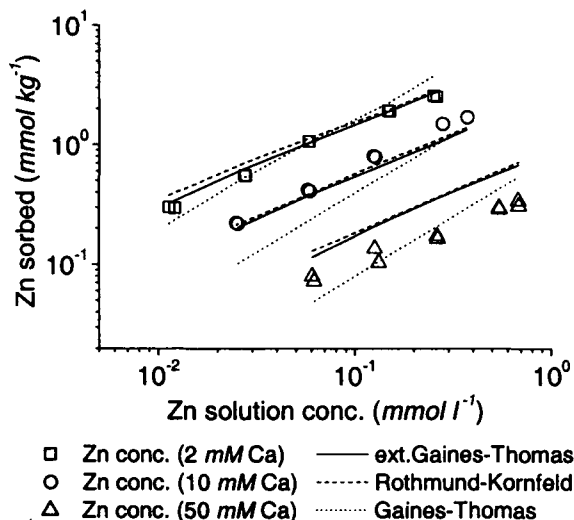


Fig. 1 Sorption of Zn after 7 min reaction time in batch experiments. Model results for extended Gaines-Thomas, Rothmund-Kornfeld, and Gaines-Thomas equation. Estimated parameters are based on the entire data set.

Figure 1 presents the sorbed amount of Zn after 7 min equilibration time in batch experiments in various Ca background concentrations. This fraction was assumed to be spontaneously adsorbed, i.e., cation-exchange is complete. While the extended Gaines-Thomas and Rothmund-Kornfeld approach lead to nearly equivalent model results, the simple Gaines-Thomas approach does not adequately describe the sorption data.

Tab. 1 Estimated parameters and standard deviation  $\sigma_{Zn}$  for extended Gaines-Thomas (EGT), Rothmund-Kornfeld (RK), and Gaines-Thomas (GT) model approach.

	$K_{ZnCa}$ (l)	$L_T(\alpha)$ (mmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> ), (l)	$D_e$ (cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )	$\sigma_{Zn}$ (mmol l <sup>-1</sup> )
EGT <sub>batch</sub>	1.10	0.62	$6.5 \cdot 10^{-21}$	0.0288
RK <sub>batch</sub>	0.59	0.65	$2.5 \cdot 10^{-21}$	0.0274
GT <sub>batch</sub>	2.12	-	$2.3 \cdot 10^{-21}$	0.0367
EGT <sub>column</sub>	1.96	0.62	$1.2 \cdot 10^{-22}$	0.0163

The sorption behaviour of Zn is characterised by a significant decrease of solution concentration with time due to removal of Zn from solution by continuous penetration into the microporous particles. Figure 2 shows the time course of the Zn solution concentration for various Ca concentrations. For higher Ca concentrations, the competition between Zn and Ca leads to a higher solution concentration of Zn. The slower decrease of Zn solution concentrations with time at lower Ca

concentrations is caused by the asymptotic slope of the modelled curves.

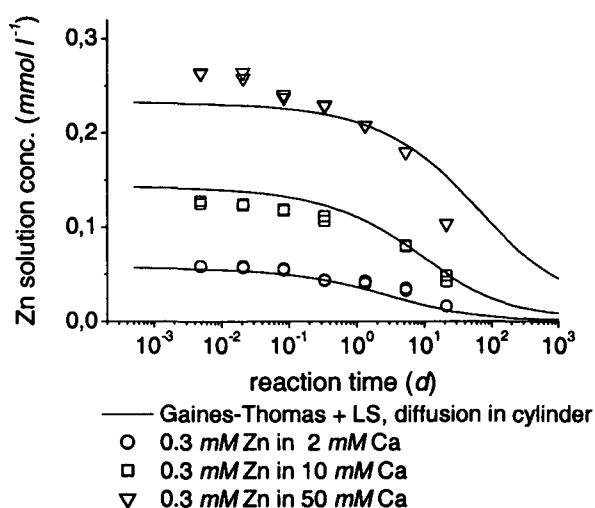


Fig. 2 Time dependency of the Zn solution concentration at different Ca concentrations modelled with the extended Gaines-Thomas approach and diffusion into cylinder. Estimated parameters are based on entire data set.

Estimated values for sorption and diffusion are given in Tab. 1. The low diffusion coefficients clearly indicate solid-state diffusion as rate-limiting process.

In order to validate the parameters generated in batch experiments, breakthrough data from column studies with Zn and Ca were simulated with the same parameter set (Fig. 3). The poor prediction with these independently obtained parameters requires a recalibration for a better description of the breakthrough pattern. Due to experimental differences between batch and column studies, the estimated diffusion and selectivity coefficients are slightly different (Tab. 1).

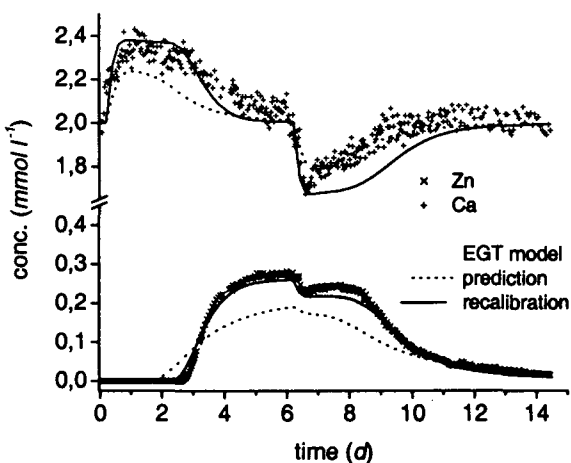


Fig. 3 Breakthrough curves of Zn and Ca: Predicted with parameters from batch and tracer studies and fitted with recalibrated sorption and diffusion coefficients (Tab. 1).

**Literature:** Bruemmer, G. W., J. Gerth and K. G. Tiller (1988): J. Soil Sci. 39, 37-52; Trivedi, P. and L. Axe (2000): Environ. Sci. Technol. 34, 2215 - 2223; Voegelin, A., V. M. Vulava and R. Kretzschmar (2001): Environ. Sci. Technol. 35, 1651-1657.

**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

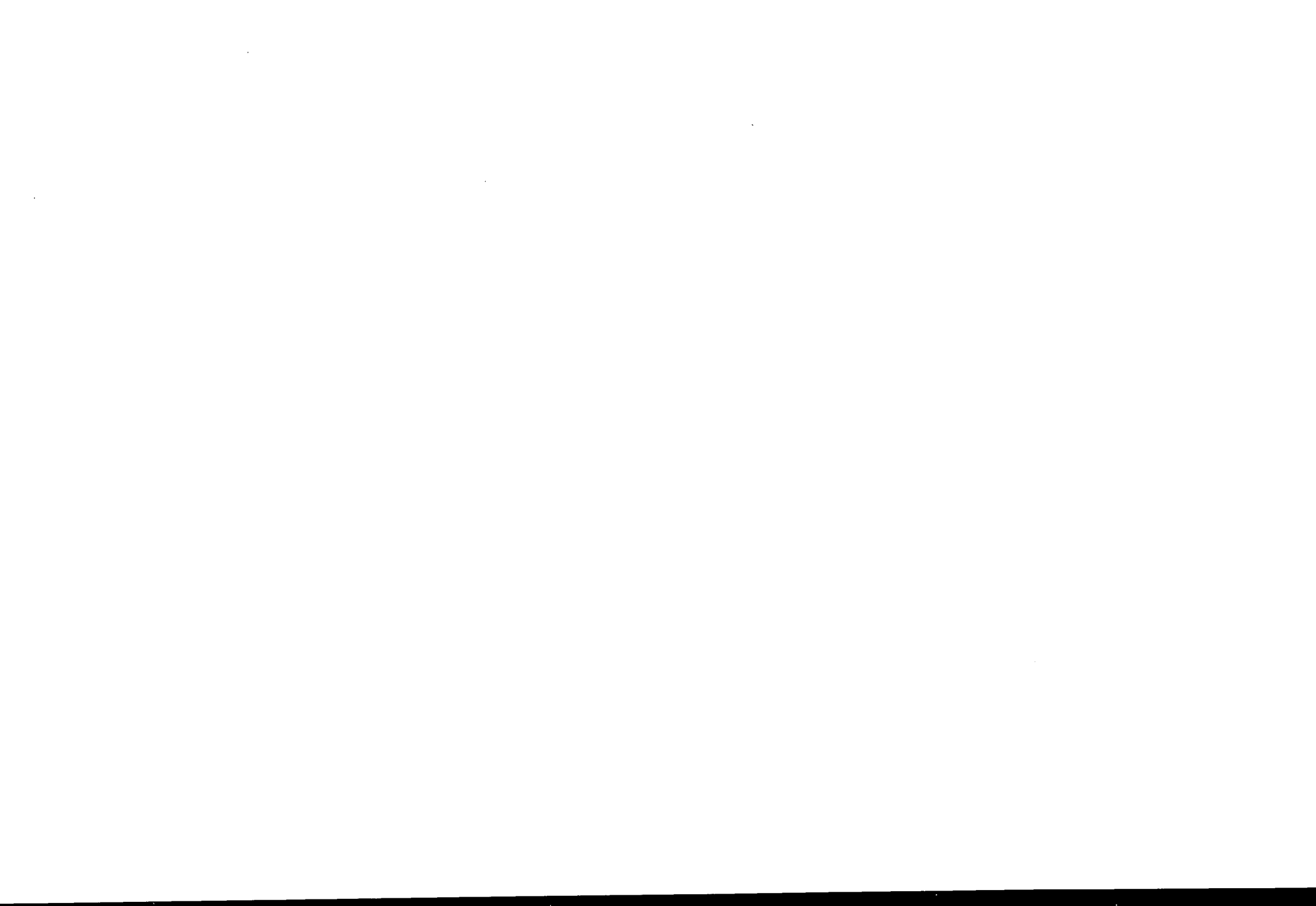
REFERATE

**Workshop der Kommission VII zusammen mit**  
**der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz**  
**„Schadstoffbilanzierung – ein Instrument der Bodenschutzvorsorge“**  
**01. und 02. April 2003 in Zürich**

Band 101

2003





## Mobilität von Cr(VI) als Folge der Oxidation von Chrom(III) in Böden und durch bodenbürtige Katalysatoren

Brigitte Böhm\* und Walter R. Fischer\*

### 1. Einleitung

Das Schwermetall Chrom kann unter den in Böden vorherrschenden Bedingungen seine elektrochemische Wertigkeit ändern. Die gut erforschte Reduktion des Cr(VI) zu Cr(III) führt zu einer abnehmenden Umweltbelastung, da Chrom in seiner dreiwertigen Form ungiftig ist und im Boden weitgehend immobil vorliegt. Das Gefährdungspotential steigt jedoch, wenn es zu einer Oxidation des Cr(III) kommt. In seiner sechswertigen Form stellt Chrom ein sehr giftiges und mobiles Anion dar. Es stellt sich nun die Frage, welche Parameter die Cr(VI)-Entstehung im Boden beeinflussen und inwieweit diese Informationen für eine Bilanzierung nützlich sind.

### 2. Material und Versuchsbedingungen der Oxidationsversuche

Die Oxidationsversuche werden sowohl als Perkolations- als auch Schüttelversuche angesetzt. Im Rahmen der Perkolationsversuche perkoliert eine Lösung durch eine mit Boden bzw. MnO<sub>2</sub> gefüllte Säule. Die Schüttelversuche werden in 500 ml Vorratsflaschen auf einem Horizontalschüttler durchgeführt. Eine Raumtemperatur von 20°C und ein durch Acetatpuffer konstanter pH-Wert von 3 stellen gute Milieubedingungen dar.

Für die Oxidationsversuche werden folgende Materialien verwendet:

- pedogenes MnO<sub>2</sub> (Konkretionen aus einem Regosol, Stadtgebiet Hannover; [1]; Einwaage 1g; Cr(III)-Zugabe (5.2 mg/L) als Cr(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>).
- unterschiedlich lange mit Chrom belastete Böden aus der Provinz südwestlich von Leon in Mexiko (Tab. 1). Die Bewässerung erfolgte mit Abwasser (Cr-Gehalt 4 mg/L).

Die Böden (Einwaage 10 g) werden sowohl mit als auch ohne MnO<sub>2</sub>-Zusatz geschüttelt.

Erhebung der Messwerte:

- Cr(VI)-Konzentration: Photometrie (Diphenylcarbazid-Methode)
- Cr-, Mn-, und Fe-Gesamtgehalt: Atomabsorptionsspektrometrie
- pH-Wert und Redoxpotential

Tab. 1: wichtige Kennwerte der verwendeten Böden (Bodenart nach KA4: Lts)

Boden*	Horizonte cm	pH-Wert in CaCl <sub>2</sub> [2]	C org. % [2]	Mn (oxalatl.) mg/kg [2]	Cr mg/kg [2]
A	0-20	6.63	2.46	235	810
	20-38	7.44	1.01	465	108
	38-57	7.38	0.84	570	28
B	0-13	7.08	2.75	285	1090
	13-42	7.22	1.62	380	297
C	42-55	7.36	0.74	420	17
	0-28	6.83	2.20	360	200
	28-45	6.93	1.74	345	158
MnO <sub>2</sub>				9325	nn

\*Bewässerungsdauer: Profil A: 10 Jahre;  
Profil B: 10-15 Jahre; Profil C: 20-30 Jahre;

### 4. Ergebnisse

#### 4.1 Kinetik

- Der Cr(VI)-Konzentrationsverlauf der Ansätze mit pedogenem MnO<sub>2</sub> lässt sich als Reaktion mit nachgelagertem Gleichgewicht beschreiben (Abb. 1):

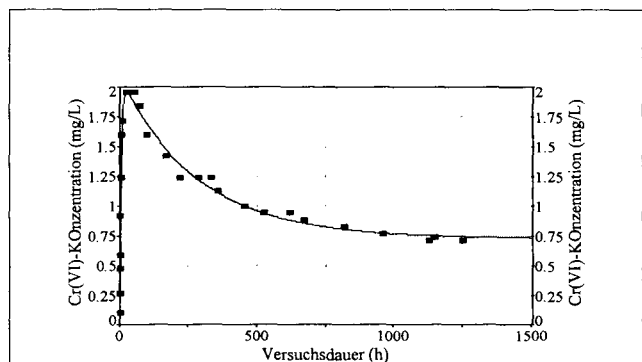
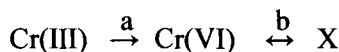


Abb. 1: zeitlicher Verlauf der Cr(III)-Oxidation (Schüttelversuch; Ansatz mit pedogenem MnO<sub>2</sub>)

Der gesamte Oxidationsverlauf kann in drei Teilreaktionen zerlegt werden:



**Reaktion a:** während der ersten 30 Stunden des Versuchs entsteht mit ca. 2 mg/l das Maximum der Cr(VI)-Konzentration.

**Reaktion b:** im weiteren Versuchsverlauf kommt es zu einem Zusammenspiel zwischen Cr(VI)-Bildung und Cr(VI)-Zerfall.

Die als X bezeichnete Größe stellt vermutlich eine immobile Phase oder das Edukt Cr(III) dar.

- Die Meßwerte der Ansätze mit den Böden lassen sich in vielen Fällen ähnlich beschreiben. Ein Beispiel zeigt Abbildung 2:

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

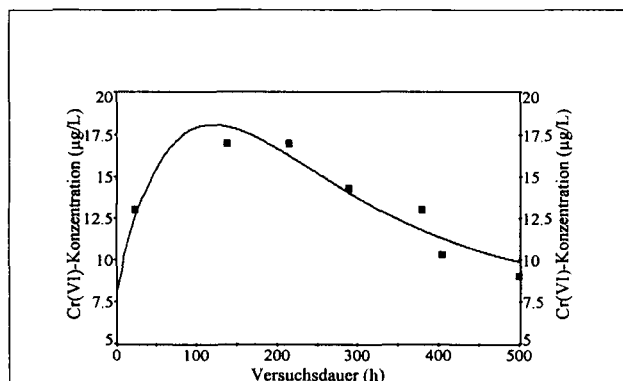


Abb. 2: zeitlicher Verlauf der Cr(III)-Oxidation; (Boden A (20-38 cm); ohne Zusatz von pedogenem MnO<sub>2</sub>)

Im Unterschied zu dem Ansatz aus Abb. 1 entsteht das Maximum der Cr(VI)-Konzentration erst nach ca. 100 Stunden Versuchsdauer und liegt mit 17 µg/L deutlich niedriger.

→ eine Cr(III)-Oxidation kann in Böden unter wassergesättigten Böden stattfinden!

#### 4.2 Stöchiometrie

Bei einer einfachen Stöchiometrie kann der Elektronenumsatz bei der Cr(III)-Oxidation durch Mn(IV) mit folgender Gleichung beschrieben werden:

$2 Cr^{3+} + 3 MnO_2 + 2 H_2O = 2 CrO_4^{2-} + 3 Mn^{2+} + 4 H^+$  (1)  
Das Verhältnis von oxidiertem Cr zu reduziertem Mn sollte dann 2:3 (dargestellt in Abb. 3 durch eine Gerade) entsprechen.

Tatsächlich ergibt eine Bilanzierung von gelöstem Cr(VI) zu reduziertem Mn abweichende stöchiometrische Verhältnisse:

Der Verlauf der Meßwerte unterhalb der Geraden (Abb. 3) kann durch folgende Gleichung beschrieben werden:

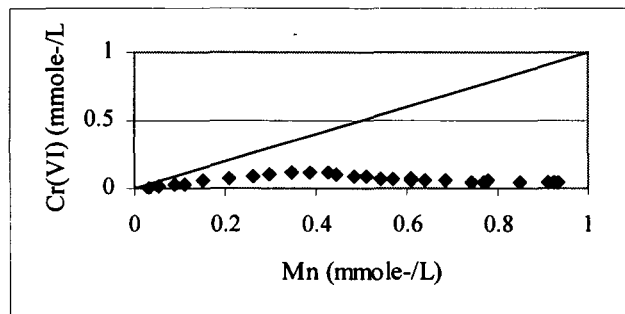
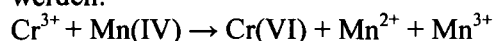


Abb. 3: Stöchiometrie der Cr(III)-Oxidation (Schüttelversuch; Ansatz mit pedogenem MnO<sub>2</sub>; die Gerade entspricht der Stöchiometrie nach Gleichung (1))

→ MnO<sub>2</sub> fungiert nicht als Katalysator!

#### 4.3 Cr-Gesamtkonzentration in der Bodenlösung

In Versuchen mit langfristig mit Chrom belasteten Böden wird die in 100 Stunden Schüttelzeit gebildete Cr(VI)-Konzentration ermittelt und gegen die in dieser Zeit ebenfalls gelöste Chrom-Gesamtkonzentration abgetragen (Abb. 4):

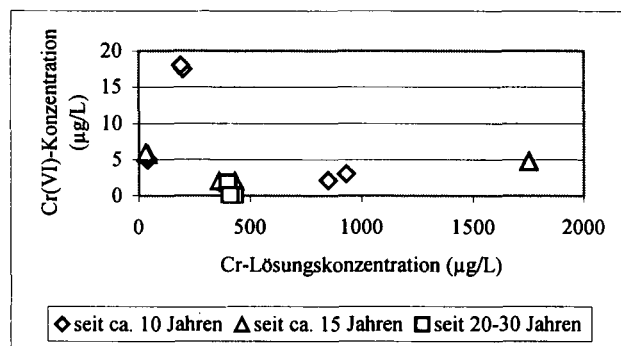


Abb. 4: Zusammenhang der Cr(III)-Oxidation von der Cr-Lösungskonzentration

→ ein Zusammenhang zwischen der Cr-Lösungskonzentration und der Cr(VI)-Konzentration besteht nicht!

#### 4.4 Auswirkung des Mn-Gehaltes

Die unter Punkt 4.3 beschriebenen Versuche eignen sich ebenfalls, um die Wirkung von MnO<sub>2</sub> auf das Ausmaß der Cr(III)-Oxidation zu prüfen (Abb. 5). Hierzu werden die Böden einmal ohne und einmal mit MnO<sub>2</sub> (1g Einwaage) geschüttelt.

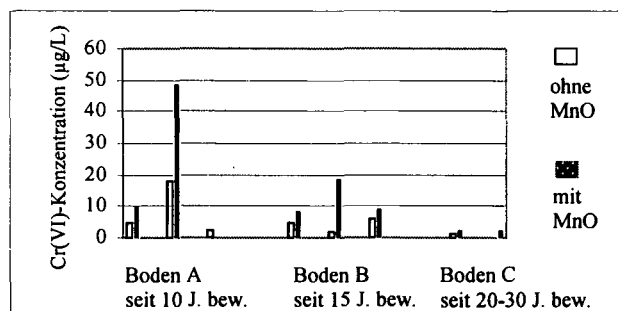


Abb. 5: Auswirkung eines MnO<sub>2</sub>-Zusatzes zu den Böden in Abhängigkeit der Bewässerungsdauer

→ ein MnO<sub>2</sub>-Zusatz erhöht die Cr(VI)-Bildung!

In Abbildung 5 zeigen sich erste Hinweise auf einen Einfluß der Alterung von Chrom in Böden. Je länger die Bewässerungsdauer ist, desto geringer ist das Ausmaß der Cr(III)-Oxidation.

#### 5. Fazit

- zu Beginn der Versuchsdauer starker Anstieg der Cr(VI)-Konzentration, später wieder Abnahme
- schwächere Cr(III)-Oxidation durch Alterung?
- stärkere Oxidation durch höhere Mn-Gehalte

**Für die Beurteilung des Gefährdungspotentials ist neben den Cr-Gesamtgehalten die Reaktivität des Chroms entscheidend!**

#### 6. Literatur

- [1] Schneider, J. (1999): Böden im Ballungsraum Hannover (engeres Stadtgebiet). Exkursionsführer Hannover. Mittellgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 90,353-367
- [2] Blume, H.-P. und Schlichting, E. (1966): Bodenkundliches Praktikum. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin

Dieses Projekt wird von der DFG finanziell gefördert.

# Vergleich von indirektem und direktem Monitoring von Schadstoffflüssen auf NABO-Parzellen

André Desaules<sup>1</sup>, Armin Keller, Nicolas Rossier

## Einleitung

Die Aussage, dass die Schadstoffbilanzierung ein Instrument der Bodenschutzvorsorge sei, impliziert einerseits einen engen Zusammenhang zwischen Schadstoffflüssen (indirektes Monitoring) und tatsächlich gemessenen Veränderungen von Schadstoffgehalten im Boden (direktes Monitoring) und andererseits, dass die Kenntnis der Schadstoffflüsse eine Anreicherung im Boden verhindern oder vermindern helfe. Die Ziele dieser Arbeit sind die Überprüfung der ersten Aussage mit vorliegenden Ergebnissen im Rahmen der Nationalen Boden-Beobachtung (NABO) der Schweiz (BUWAL 1993, 2000) und die Ableitung von Schlussfolgerungen für die zweite Aussage.

## Methoden und Daten

**Indirektes Monitoring ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ):** Hinweise zur verwendeten Bilanzierungsmethode finden sich in Rossier et al. (2003). Es wird angenommen, dass die zeitliche Veränderung der Schadstoffgehalte im Oberboden (0–20 cm) ein Bilanzergebnis der Einträge aus der Atmosphäre und durch landwirtschaftliche Hilfsstoffe sowie der Ernteausträge ist. Mögliche Veränderungen durch Erosion, Verlagerung oder Bodenbewirtschaftung werden nicht berücksichtigt. Die Daten zur diffusen atmosphärischen Deposition wurden von bestehenden Depositionsmessnetzen und Moosmonitoring in der Schweiz entnommen. Die gezielten Einträge durch landwirtschaftliche Hilfsstoffe und Ernteausträge sind aus parzellenscharfen Angaben der Ausbringfrachten bzw. Ernten und entsprechenden Schadstoffkonzentrationen aus der Literatur berechnet. Unsicherheiten in den Bilanzdaten wurden auf Basis eines stochastischen Ansatzes und anschließender Simulation der Bilanzen berücksichtigt (Keller et al. 2002). Dieser Ansatz erlaubt somit die erreichbare Genauigkeit der Nettobilanzen zu quantifizieren.

**Direktes Monitoring ( $\text{mg kg}^{-1} 5\text{a}^{-1}$ ):** Das Vorgehen der Dauerbeobachtung im NABO-Messnetz ist in BUWAL (2000) beschrieben. Die Veränderungen von Schadstoffgehalten werden im Oberboden (0–20 cm) auf Dauerbeobachtungsflächen ( $10 \times 10 \text{ m}^2$ ) mit Mischproben aus Rasterbeprobungen (25 Einstiche) in 4-facher Wiederholung im Abstand von 5 Jahren gemessen.

Zum Vergleich des indirekten- und direkten Monitorings wurden die Nettofluxe ( $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ) in eine Konzentrationsveränderung ( $\text{mg kg}^{-1} 5\text{a}^{-1}$ ) für die Probentiefe 0–20 cm und das jeweilige Trockenraumgewicht (bulk density) ( $\text{g cm}^{-3}$ ) umgerechnet. Für letzteren Parameter wurde bei der Umrechnung ein Variationskoeffizient (CV) von 30 % angenommen.

## Ergebnisse

Ein erster Vergleich zwischen berechneten Jahreseinträgen und gemessenen Gehaltsveränderungen von Pb, Cu, Cd und Zn im Oberboden (0–20 cm) an 14 Dauerbeobachtungsflächen verschiedener Landnutzung (Ackerbau, Grasland, Intensiv-Kernobst- und Rebbau) zeigte eine überwiegend schlechte Übereinstimmung (Desaules 1993). Nur in 15 (27 %) von insgesamt 56 Fällen (14 Standorte  $\times$  4 Elemente) stimmten die berechneten und gemessenen Veränderungen nahezu überein. Weiterhin zeigte der Vergleich Unterschiede von bis zu zwei Grössenordnungen zwischen Messung und Bilanz auf. In dieser Studie wurden allerdings die Ernteausträge und Unsicherheiten in den Bilanzen nicht berücksichtigt.

In einer neuen Studie zum indirekten Monitoring wurden die Cd, Cu, Pb und Zn -Bilanzen auf 48 landwirtschaftlich genutzten NABO-Parzellen der Periode 1996–2001 mittels der oben genannten stochastischen Methode berechnet (Rossier et al. 2003). Dies erlaubt vorläufig einen Vergleich von direktem und indirektem Monitoring an 6 NABO-Standorten (Fig. 1). Die Landnutzungen entsprechen denen der oben erwähnten Untersuchung, doch die Standorte sind bis auf Nr. 4 verschieden.

Zum Vergleich der Ergebnisse wurde eine Übereinstimmung bei einer Überschneidung der einfachen Standardabweichung der mittleren Veränderungen postuliert. Der Vergleich zeigte eine Übereinstimmung in 11 (46 %) von 24 Fällen (6 Standorte  $\times$  4 Elemente) und wies damit gegenüber der oben erwähnten Studie eine erhöhte Übereinstimmung um 19 % auf.

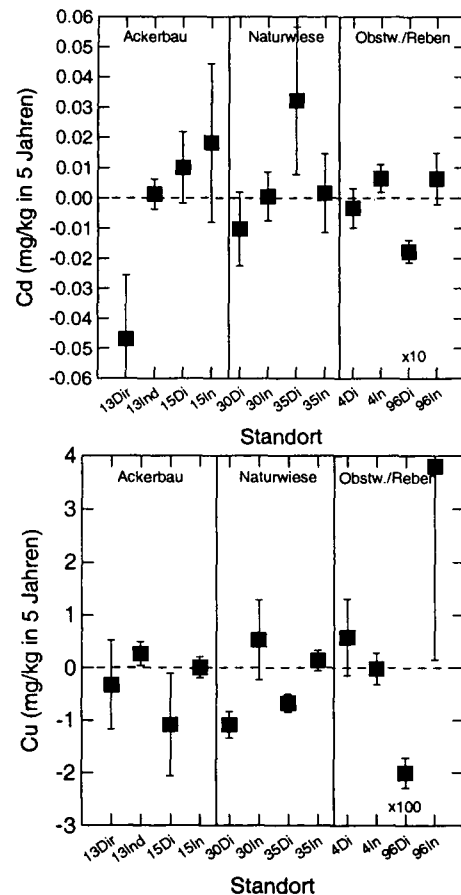


Fig. 1: Vergleich von direktem (xxDi) und indirektem (xxIn) Monitoring an 6 NABO-Standorten (xx) mit verschiedener Landnutzung. Die Error Bars geben die Standardabweichungen wieder. Fehlende Error bars in den Bilanzen bedeuten, dass die berücksichtigten Unsicherheitsquellen für diesen Standort nicht relevant waren.

<sup>1</sup> Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Postfach, CH-8046 Zürich, Schweiz.  
[andre.desaules@fal.admin.ch](mailto:andre.desaules@fal.admin.ch), [www.NABO.admin.ch](http://www.NABO.admin.ch)

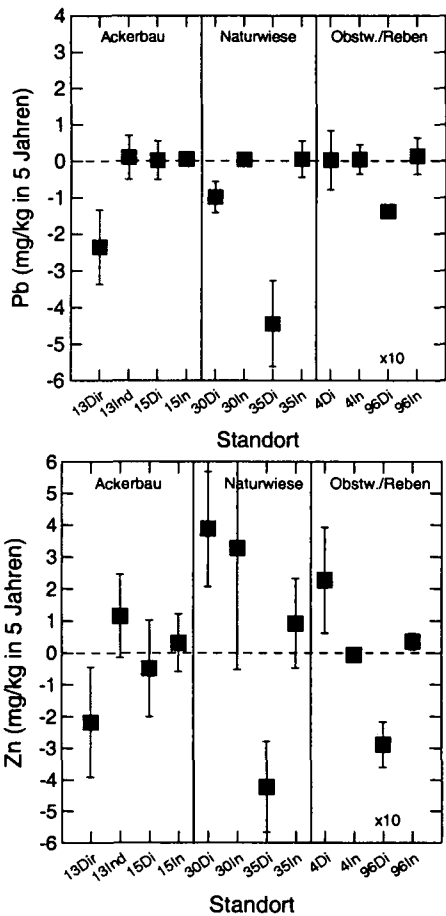


Fig 1: (Fortsetzung)

**Diskussion**

Der Vergleich der Ergebnisse beider Monitoringinstrumente an lediglich 6 Standorten kann nicht als repräsentativ für alle NABO-Standorte angesehen werden, erlaubt jedoch erste Rückschlüsse. Die gefundene Übereinstimmung in nur ca. der Hälfte der Fälle kann nicht als befriedigend angesehen werden. Es wurde deutlich, dass insbesondere die gemessenen Abnahmen der Schadstoffkonzentrationen im Oberboden mit der gegenwärtigen Bilanzierungsmethode nicht prognostiziert werden können. Prozesse der Bodendynamik, wie z.B. Erosion und Bodendurchmischung durch Bodenbearbeitung oder Bioturbation, können ebenfalls zu Gehaltsveränderungen im Oberboden führen, wie schematisch in Figur 2 darstellt

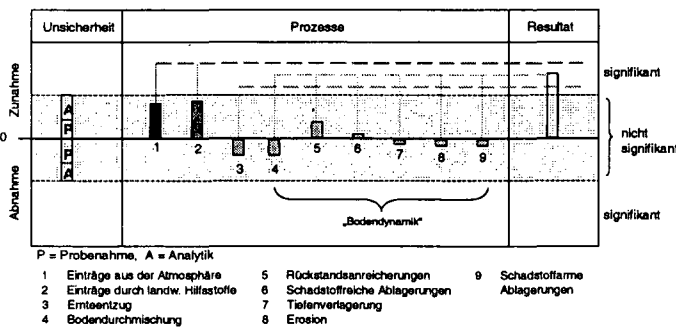


Fig. 2. Resultierende Gehaltsveränderung im Oberboden (0 – 20 cm) als Summe verschiedener Prozesse.

Das direkte Monitoring integriert sowohl die bekannten als auch die (noch) unbekannt Prozesse, die zu Gehaltsveränderungen führen können. Je nach Standortbedingungen und landwirtschaftlicher Nutzung dominieren unterschied-

liche Prozesse, die sich in ihren Wirkungen aufsummieren, aber auch neutralisieren können. Einzelne Prozesswirkungen innerhalb des Unsicherheitsbereiches des direkten Monitorings bleiben maskiert und werden erst im Endresultat manifest. Dies ist einer der Hauptgründe, warum sich die Kausalforschung mit Hilfe des indirekten Monitorings so schwierig und unzuverlässig gestaltet. Sind an einem Standort jedoch bestimmte Prozesse bzw. Einträge so dominant, dass sie alle anderen bei weitem überlagern, sind die Ursachen leicht zu identifizieren. Dies gilt beispielsweise für die hohen Zn-Einträge über Hofdünger bei Standort Nr. 30 (Naturwiese) oder für die grosse Abnahme der Schadstoffgehalte durch eine tiefe Bodenbearbeitung beim Standort Nr. 96 (Rebbau).

Die Erwartung, dass die Ergebnisunsicherheiten des indirekten Monitorings aufgrund der geringeren Datenqualität deutlich grösser seien als jene des auf standortbezogenen Messungen basierenden direkten Monitorings, trifft hier nicht zu; oft ist es sogar umgekehrt. Ein Grund dafür ist der für das Trockenraumgewicht angenommene hohe CV von 30 %. Mit grossen Unsicherheitsbereichen wird der Grad der stochastischen Übereinstimmung (Überschneidung der Unsicherheitsbereiche) erhöht. Dies ist jedoch nicht erstrebenswert, denn dadurch sinkt der Grad der kausalen Aussagekraft.

**Schlussfolgerungen**

Damit die Messergebnisse des direkten Monitorings für die Validierung des indirekten Monitorings brauchbar sind, muss auch die Umrechnungsgrösse Trockenraumgewicht (bulk density) mit der selben Genauigkeit und Zuverlässigkeit gemessen werden, wie jene der Schadstoffgehalte.

Die Schadstoffbilanzierung kann ihre Aufgabe als Instrument der Bodenschutzvorsorge bzw. die quantitative Erfassung der Immissionen verschiedener Schadstoffquellen (Quellenevaluation) nur erfüllen, wenn sie in ein adäquates und stochastisches Modell eingebettet ist; dazu gehört auch die Quantifizierung der Gehaltsveränderungen durch relevante bodendynamische Prozesse.

**Literatur**

BUWAL (1993): Nationales Bodenbeobachtungsnetz – Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), CH-3003 Bern.

BUWAL (2000): Nationales Boden-Beobachtungsnetz - Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), CH-3003 Bern.

Desaules, A. (1993): Soil monitoring in Switzerland by the NABO-Network: objectives, experiences and problems. In: Schulin, R. et al. (eds): Soil monitoring: early detection and surveying of soil contamination and degradation. Basel, Birkhäuser. pp 7-24.

Keller, A., Abbaspour, K.C., Schulin, R. (2002): Assessment of Uncertainty and Risk in Modeling Regional Heavy-Metal Accumulation in Agricultural Soils. J. Environ. Qual. 31: 175-187.

Rossier, N., Keller, A., Desaules, A. (2003): Schadstoffflüsse auf NABO-Parzellen. (in diesem Heft)

**Eckel, Henning; Döhler, Helmut; Roth, Ursula**

**Konzertierte Aktion der EU „AROMIS“  
Assessment and reduction of heavy metal input  
into agro-ecosystems**

**Hintergrund**

Hintergrund des Projektes sind Bestrebungen auf Europäischer Ebene, dem Bodenschutz ein stärkeres Gewicht zu geben - anlog zu den bereits etablierten Politiken zu Luftreinhaltung und zum Gewässerschutz. Ein wesentlicher Schwerpunkt wird dabei auf der Vermeidung von Schadstoffeinträgen liegen (*EU-Kommission, 2002*).

Des weiteren haben Ergebnisse vorangegangener Arbeiten, insbesondere der Schwermetallstudie von *Wilcke und Döhler (1995)* gezeigt, dass es erhebliche Wissenslücken in Bezug auf die Einträge von Schwermetallen und die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade gibt. Vergleichbare Defizite existieren auch in anderen europäischen Ländern.

**Ziele**

Die wichtigsten Ziele des AROMIS-Projekts sind:

- Erfassung des Beitrags der Landwirtschaft zum Eintrag von Schwermetallen in Agrarökosysteme und der Bedeutung der einzelnen Eintragspfade. Der Schwerpunkt liegt dabei auf Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei und Zink.
- Entwicklung von Strategien zur Minderung des Schwermetalleintrags
- Identifizierung des Forschungsbedarfs
- Aufbau eines europäischen Forschungsnetzwerks zu Schwermetallen in der Landwirtschaft.

Da es sich um eine konzertierte Aktion handelt, wird ausschließlich auf vorhandene Daten zurückgegriffen; im Rahmen des Projekts werden keine Datenerhebungen durchgeführt.

**Projektdurchführung**

Im Projekt sind 14 Mitgliedsstaaten der Europäischen Union, 5 Beitrittskandidaten und die assoziierten Staaten Norwegen und Schweiz vertreten.

**Vorgehen**

In einem ersten Schritt werden die verfügbaren Informationen zu Schwermetallgehalten der relevanten Medien zusammengestellt. Neben der Hintergrundbelastung (geogene Bodengehalte und Einträge über atmosphärische Deposition) werden dabei insbesondere bewirtschaftungsbedingte Einträge berücksichtigt; im wesentlichen die Schwermetallbelastung von Futtermitteln, Düngemitteln sowie anderen relevanten Betriebsmitteln. Desweiteren werden auch die Schwermetallgehalte von tierischen und pflanzlichen Produkten erfasst.

Diese Informationen werden, ergänzt um eine Zusammenstellung relevanter rechtlicher Regelungen auf europäischer und nationaler Ebene, in eine Datenbank eingearbeitet.

**Betriebsbilanzen**

Ein wesentlicher Kern des Projekts ist die Erstellung von Schwermetallbilanzen auf betrieblicher Ebene. Anhand dieser können zum einen für Beispielbetriebe Einträge, Austräge und interne Schwermetallflüsse dargestellt werden. Zugleich dienen sie als Instrument zur Bewertung der Effekte möglicher Maßnahmen zur Minderung von Schwermetalleinträgen. Die Berechnungen erfolgen mit einem im Rahmen des Projektes entwickelten Excel-Tools.

Idealerweise werden zur Bilanzierung Mittelwerte verwendet, die aus einer ausreichend großen Zahl von Betrieben gleicher Produktionsrichtung und aus gleicher Region gewonnen wurden, um für eine Region, bzw. für diese Produktionsrichtung verallgemeinerbare Aussagen zu erhalten. Stehen solche aufbereiteten Daten nicht zur Verfügung, wird auf Werte einzelner Betriebe oder auf Literaturwerte zurückgegriffen. Zur Bilanzierung ausgewählt werden Betriebe, die möglichst charakteristisch für die Situation in dem betreffenden Land sind.

Die ersten Bilanzierungen zeigen die hohe Bedeutung der atmosphärischen Deposition aber auch der Futtermittel, hier insbesondere der Futterzusätze, für den Schwermetalleintrag in den Betrieb.

**Minderungsmaßnahmen**

Im dritten Schritt des Projektes werden Vorschläge für Maßnahmen erarbeitet, die eine Verminderung des Schwermetalleintrags ermöglichen. Dies können sowohl legislative als auch technische Maßnahmen sein, die sich allerdings auf den landwirtschaftlichen Bereich beschränken und Maßnahmen zur Verminderung des Schwermetalleintrags über die atmosphärische Deposition nicht beinhalten.

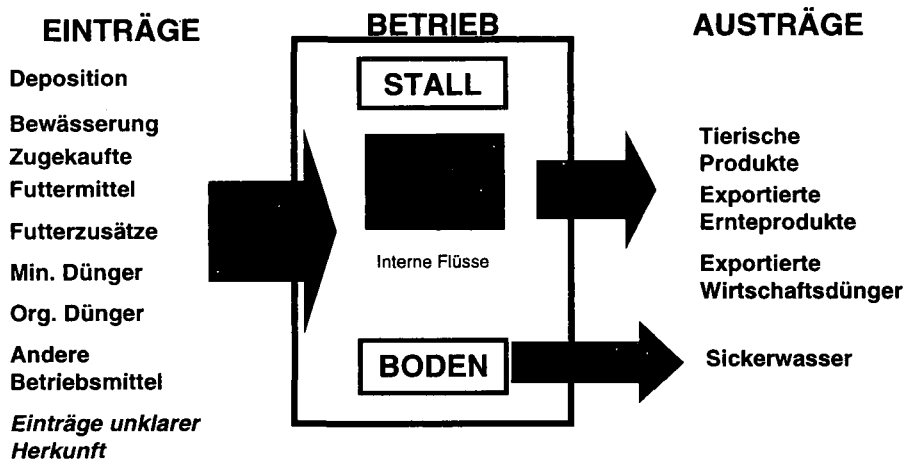
---

Kuratorium für Technik und Bauwesen in der  
Landwirtschaft e.V. (KTBL)  
Bartningstraße 49  
D-64289 Darmstadt

[h.eckel@ktbl.de](mailto:h.eckel@ktbl.de)

<http://www.ktbl.de/umwelt/aromis>

## AROMIS BILANZMODEL



Ein wesentlicher Schwerpunkt für mögliche Maßnahmen ist die Tierernährung. Hier ist vor allem eine Reduktion der Kupfer- und Zinksupplementierung anzustreben. Allerdings ist der Kenntnisstand über mögliche Effekte im Hinblick auf die Tiergesundheit und Leistung oder auch Probleme bei der Umsetzung in die Praxis je nach Tierart und -kategorie unterschiedlich zu beurteilen (UBA 2003). Bei der Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion des Schwermetalleintrags über die Futtermittel ist zudem zu beachten, dass sich die Schwermetalle in den wirtschaftseigenen Futtermitteln in einem betriebsinternen Kreislauf bewegen und sich daher direkten Minderungsmaßnahmen weitgehend entziehen.

Weitere Minderungspotentiale im Stallbereich ergeben sich durch den Ersatz von schwermetallhaltigen Desinfektionsmitteln und einen verbesserten Korrosionsschutz für im Stall verwendete verzinkte Elemente.

### Forschungsbedarf

Eine weitere Komponente des Projekts ist die Ableitung des Forschungsbedarfs zur Unterstützung bei der Ausrichtung künftiger Forschungsaktivitäten. Welche Themen dabei Vorrang haben, ergibt sich ebenfalls aus der Bilanzierung. Hierbei wird deutlich, welche Pfade für den Schwermetalleintrag eine große Bedeutung haben, jedoch auch, welche Datenlücken zu besonders großen Unsicherheiten im Bilanzergebnis führen. In diesem Zusammenhang ist insbesondere die Verunreinigung von Futterzusätzen mit unerwünschten Schwermetallen zu nennen, aber auch Unsicherheiten in Bezug auf den Schwermetallaustrag über das Sickerwasser, welcher einen entscheidenden Einfluss auf das

Ausmaß einer möglichen Anreicherung im Boden und auch auf eine potentielle Gefährdung angrenzender Kompartimente hat.

Das Projekt wird im November 2003 mit einem Workshop zur Präsentation und Diskussion der Ergebnisse abgeschlossen.

### Literatur

*Europäische Kommission (2002):* Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Towards a Thematic Strategy for Soil Protection (COM(2002) 179 final)

*Wilcke, W.; Döhler, H. (1995):* Schwermetalle in der Landwirtschaft. KTBL-Arbeitspapier 217. KTBL, Darmstadt, 98 S.

*UBA (Umweltbundesamt, 2003):* Erfassung von Schwermetallströmen in landwirtschaftlichen Tierproduktionsbetrieben und Erarbeitung einer Konzeption zur Verringerung der Schwermetalleinträge durch Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Agrarökosysteme. Abschlussbericht zum gleichnamigen F+E-Vorhaben. (in Vorbereitung)

## Quantifizierung von Schwermetallen in Böden städtischer Kleingärten auf unterschiedlichen Skalenebenen

N. Freyer <sup>1)</sup>, J. Böttcher <sup>1)</sup>, G. Kuhnt <sup>2)</sup>,  
J. Utermann <sup>3)</sup>

### Einleitung

Durch starke städtische Immissionsaussetzungen weisen Böden von Kleingärten oft erhöhte Schadstoffgehalte auf, die Gefahrenpotenziale mit sich bringen. Um diese Gefahrenpotenziale erkennen und bewerten zu können, ist eine Quantifizierung der Schwermetalle erforderlich.

Für die Quantifizierung der Schwermetalle Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei in Kleingärten wird die räumliche Variabilität der Schadstoffverteilung zwischen den verschiedenen Kleingartenkolonien und im untersuchten Großraum betrachtet. Die Varianzen der Stoffgehalte und ihre räumliche Ab- bzw. Unabhängigkeit werden für verschiedene Skalen (Kolonie-Großraum) exemplarisch erfasst um eine konkrete Risikoabschätzung zu erarbeiten. Dabei wird der Frage nachgegangen, welche Bodeneigenschaften zur Regionalisierung der Risikoabschätzung herangezogen werden können und inwieweit verschiedene Untersuchungsverfahren (Königswasseraufschluss und Ammoniumnitratextraktion) die räumliche Variabilität der Untersuchungsgegenstände abbilden. Die damit verbundene Unsicherheit soll z.B. in der Aussagefähigkeit der erfassten Mittelwerte dokumentiert werden.

### Material und Methoden

Im Zeitraum Januar bis März 2002 wurden in der Stadt Hannover insgesamt 94 Oberboden- und 46 Unterbodenproben entnommen. Die Kleingärten liegen über das gesamte Stadtgebiet verteilt, weisen unterschiedliche Ausgangssubstrate und Bodentypen sowie Expositionen zu verschiedenen Emittenten auf. Als Referenzflächen wurden fünf Ackerflächen und drei Gärten aus dem ländlichen Bereich herangezogen. Um eine Regionalisierung vornehmen zu können, wurden die Bodeneigenschaften  $C_{org}$ ,  $N_{gesamt}$ , C/N, pH-Wert, Fe-/Mn-/Al- Gehalt, Korngrößenzusammensetzung, KAK sowie die Schwermetallgesamtgehalte (Königswasseraufschluss) und die mobile Fraktion (1M Ammoniumnitratextraktion) der Elemente Cadmium, Chrom, Blei und Kupfer bestimmt.

### Ergebnisse und Diskussion

#### 1. Variabilität der Schwermetall-Gesamtgehalte im Großraum auf einer Skala von ca. 1000km<sup>2</sup>

Die Abb. 1 zeigt, dass die räumliche Variabilität für alle vier Elemente im Großraum betrachtet sehr hoch ist.

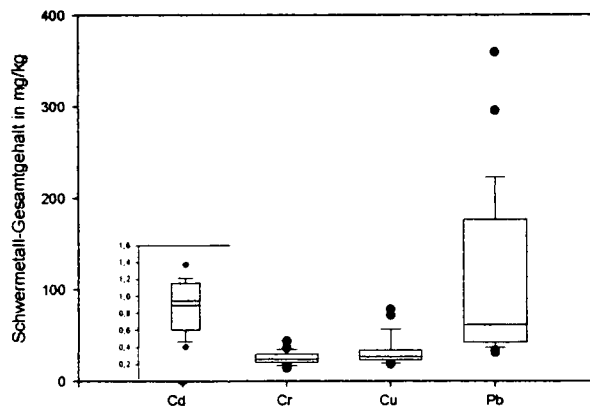


Abb. 1: Räumliche Variabilität der Schwermetall-Gesamtgehalte im Oberboden

Ursache ist die unterschiedliche Lage der Vereine im Stadtgebiet und die daraus resultierende Exposition zu verschiedenen Emittenten. Unter Emittenten werden in diesem Fall Hauptverkehrsstraßen, Industrie und Altablagerungen, aber auch Überschwemmungsgebiete verstanden. Untersuchungen (HILLER 1998) zeigten, dass gerade die Altablagerungen in urbanen Räumen eine wichtige Rolle spielen. Neben den oben erwähnten Pfaden des Schadstoffeintrages ist die Bewirtschaftungsweise der Kleingärtner ein nicht zu vernachlässigender Faktor. Durch Düngemittel kann Cd (Phosphatdünger, ALLOWAY 1996) zusätzlich in den Boden eingetragen werden, sowie durch die Verbrennung von Gartenabfällen und den Auftrag von Kohleaschen Cu und Pb (ALLOWAY 1996).

#### 2. Variabilität der mobilen Schwermetallfraktion im Großraum

Bei der mobilen Fraktion fällt auf, dass die Variabilität der Gehalte im Unterboden bei den Elementen Cd, Cu und Pb höher ist als im Oberboden (Abb. 2). Als Ursache hierfür werden in den meisten Fällen schadstoffhaltige Materialien im Untergrund vermutet.

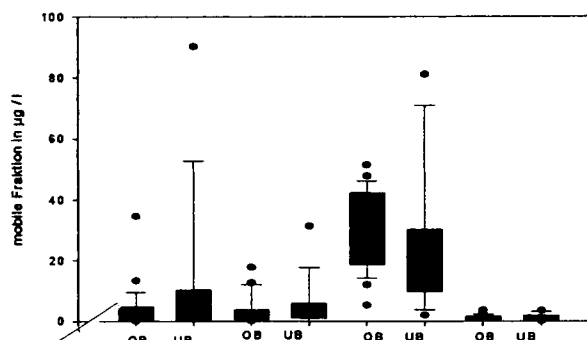


Abbildung 2: Differenzierte Darstellung der Variabilität der mobilen Fraktion im Großraum

<sup>1)</sup> Institut für Bodenkunde, Universität Hannover, Herrenhäuser Str.2, 30419 Hannover  
e-mail: freyer@ifbk.uni-hannover.de

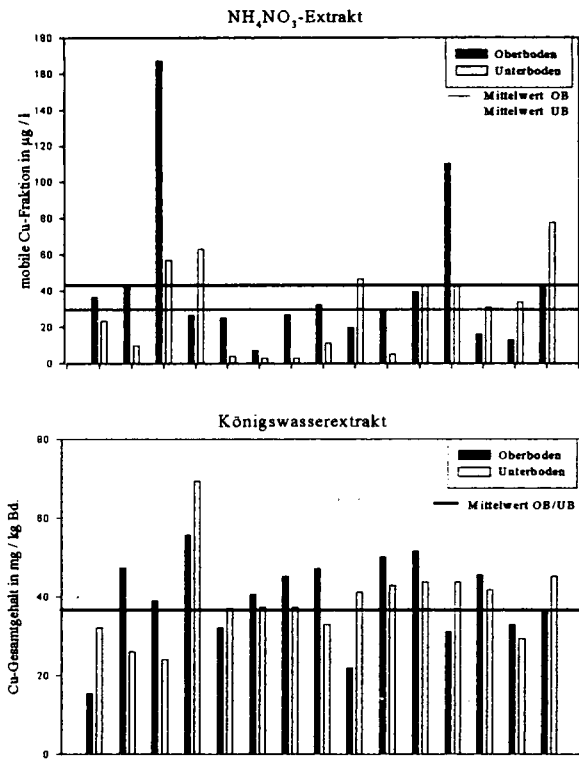
<sup>2)</sup> Geographisches Institut, Universität Hannover

<sup>3)</sup> Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover



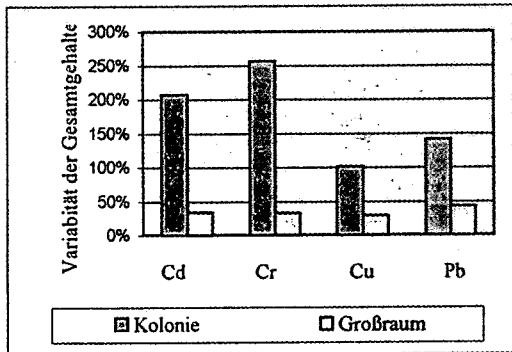
**3. Variabilität der Schwermetall-Gesamtgehalte und der mobilen Fraktion in einer Kleingartenkolonie auf einer Skala von ca. 1ha**

Die Variabilität wird exemplarisch anhand einer Kolonie für das Element Kupfer im Ober- und Unterboden dargestellt:



**Abb. 3: Variabilität von Cu in NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>- und Königswasserextrakten innerhalb einer Kleingartenkolonie**

Anhand der Abb. 3 wird deutlich, dass selbst in den einzelnen Kolonien die Gehalte stark schwanken. Der Mittelwert würde daher keine repräsentative Aussage über Gesamtgehalte der Schwermetalle erlauben. Als Ursache der Variabilität sind Überschwemmungen, Ablagerungen und die Bewirtschaftungsweise der Kleingärtner zu nennen.



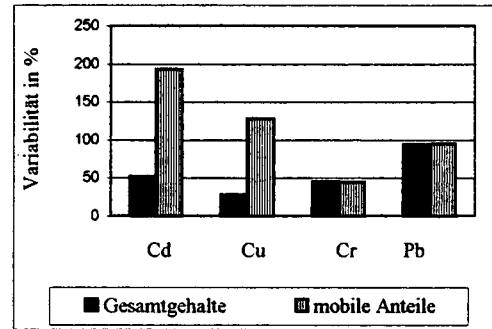
**Abb. 4: Variabilität der Schwermetall-Gesamtgehalte auf unterschiedlichen Skalen**

Die Abb.4 zeigt die Variabilität der Gesamtgehalte im Großraum verglichen mit denen einer Kolonie. Auffällig ist, dass die Variabilität in der Kolonie viel höher ist als im Großraum. Dies lässt sich mit der Lage im Raum und Exposition zu Emittenten begründen. Auch absolut ist die Standardabweichung (n=149) auf der kleinen Skala höher, d.h die Streu-

ung der Gehalte ist im Großraum geringer. Gründe hierfür liegen in der Bewirtschaftungsweise der Kleingärtner, die sich wiederum stark auf Bodeneigenschaften (z.B. Kompostauftrag > C<sub>org</sub>-Gehalt) auswirkt.

**4. Variabilität der untersuchten Schwermetallfraktionen**

Eine hohe aber z.T. stark unterschiedliche Variabilität zeigt sich auch bei den unterschiedlichen Fraktionen.



**Abb. 5: Variabilität der Untersuchungsverfahren**

Liegen die Variationskoeffizienten der Gesamtgehalte bzw. mobilen Fraktion von Pb und Cu noch eng zusammen, weichen sie bei Cd und Cr stark voneinander ab. Des Weiteren wird deutlich, dass die Variabilität der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>- wesentlich höher ist als die der Königswasserextrakte, was u.a. auf die pH-Abhängigkeit der Mobilität zurückzuführen ist.

**5. Welche Bodeneigenschaften können zur Regionalisierung der Risikoabschätzung herangezogen werden?**

Eindeutige Korrelationen konnten im Fall der Gesamtgehalte nur für Cr und Mn nachgewiesen werden. Für die mobile Fraktion der Schwermetalle konnten signifikante Korrelationen für Cu/Cd und Fe<sub>oxalat</sub>, Cu/Pb und pH/Ton/Mn<sub>oxalat</sub> sowie Cr und pH festgestellt werden

Für eine Regionalisierung der Risikoabschätzung können daher die oben genannten Bodeneigenschaften herangezogen werden. Darüber hinaus ist ein weiterer wichtiger Faktor die Art der Nutzung.

**Schlussfolgerung**

Die Ergebnisse zeigen, dass verschiedene Schwermetallfraktion unterschiedliche räumliche Variabilität im Großraum bzw. eine Skala tiefer aufweisen. Die Mittelwerte sind als nicht repräsentativ einzustufen. Darüber hinaus können für eine Risikoabschätzung im Hinblick auf Schwermetall-Gesamtgehalte und mobilisierbare Anteile nicht die gleichen Bodeneigenschaften herangezogen werden.

**Literatur**

HILLER, D.A., MEUSER, H. (1998) : Urbane Böden. Berlin.  
 ALLOWAY, B.J., AYRES, D.C. (1996): Schadstoffe in der Umwelt. Berlin. Heidelberg

**Ein analytisches Modell zur Bilanzierung von Cadmiumflüssen in landwirtschaftlich genutzten Böden**  
 Ingwersen, J.<sup>1</sup> und T. Streck<sup>1</sup>

**Einleitung**

Der Zweck des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) ist es, nachhaltig die Funktion des Bodens zu sichern oder wiederherzustellen. Hierzu gehört, dass Vorsorgemaßnahmen geboten sind, wenn die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht. Durch das Aufbringen u.a. von Klärschlamm werden neben wertvollen Nährstoffen auch Schadstoffe, insbesondere Schwermetalle, in den Boden eingetragen. Da Schwermetalle dazu neigen, allmählich im Boden zu akkumulieren, stellt sich die Frage, bis zu welchem Maße die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm keine schädliche Bodenveränderung im Sinne des BBodSchG darstellt.

Zur Untersuchung dieser Frage können u.a. mathematische Modelle eingesetzt werden. Insbesondere transiente numerische Modelle erfordern Daten, die in vielen Fällen nicht zur Verfügung stehen. Am Beispiel von Cadmium (Cd) wird in diesem Beitrag ein einfaches analytisches Modell vorgestellt, das einen deutlich geringeren Dateninput benötigt. Das Modell erlaubt die Bilanzierung von Cadmiumflüssen und die Berechnung sowohl der Bodenlösungskonzentration als auch der Cd-Pflanzengehalte im Fließgleichgewicht ("steady state"). An einem Fallbeispiel wird 1) der Einsatz des Modells demonstriert, und 2) anhand der Ergebnisse einer Sensitivitätsanalyse diskutiert, unter welchen Bedingungen die Klärschlammaufbringung langfristig nicht zu einer schädlichen Bodenveränderung führt.

**Das analytische "steady-state" Modell**

Im Fließgleichgewicht sind die Ein- und Austräge eines Schwermetalls in bzw. aus dem Bilanzraum, hier der Ap-Horizont, gleich hoch (Abb. 1). In dem Modell wird davon ausgegangen, dass der Cd-Entzug durch die Pflanze über ein massenfluss-basierten Ansatz beschrieben werden kann, d.h. der Pflanzenentzug  $\phi$  ( $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ) ist proportional zu dem Produkt aus Transpirationsstrom  $q_R$  ( $\text{m a}^{-1}$ ) und Bodenlösungskonzentration  $C$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ),

$$\phi = \eta q_R C \quad (1)$$

Wenn der empirische Aufnahmekoeffizient  $\eta$  gleich eins ist, bildet sich im "steady-state" eine über die Tiefe konstante Bodenlösungskonzentration aus, die wie folgt be-

rechnet werden kann (für Details siehe Ingwersen (2001), S. 113-114 und S. 132-133):

$$C(z) = \frac{F_{Input}}{\frac{\Delta e Y}{k_P \rho_w} (1 + Q_Y Q_{HM})^{-1} + P + I - pET} \quad (2)$$

Hierbei sind  $F_{Input}$  ( $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ) der langjährige mittlere Cd-Eintrag über atmosphärische Deposition, Klärschlamm, Düngemittel etc.,  $\Delta e$  (Pa) das mittlere Sättigungsdefizit der Luft während der Hauptvegetationsperiode,  $Y$  ( $\text{kg m}^{-2} \text{a}^{-1}$ ) der Trockenmasseertrag und  $\rho_w$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ) die Dichte von Wasser.  $k_P$  (Pa) ist ein pflanzenspezifischer Parameter, der die Effizienz der Wassernutzung beschreibt.  $Q_Y$  (1) ist das Trockenmasseverhältnis und  $Q_{HM}$  (1) das Schwermetallgehaltsverhältnis zwischen Stroh und Korn.  $P$  ( $\text{m a}^{-1}$ ) und  $I$  ( $\text{m a}^{-1}$ ) sind die Niederschlags- bzw. Beregnungshöhe und  $pET$  ( $\text{m a}^{-1}$ ) ist die potentielle Evapotranspiration.

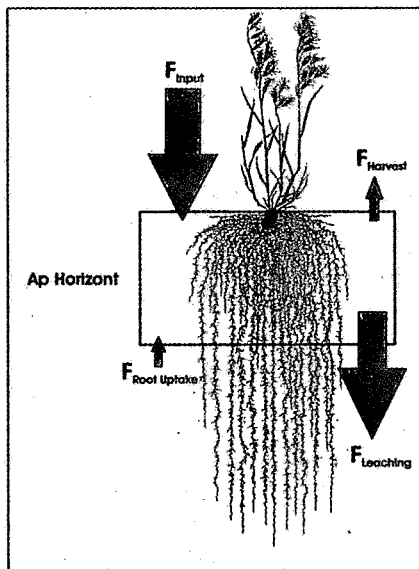


Abb. 1: Schematische Darstellung des "steady-state". Im "steady-state" sind die Ein- und Austräge gleich hoch.

**Fallbeispiel**

Als Fallbeispiel dient das Abwasserverregnungsgebiet Braunschweig. Die sandigen, landwirtschaftlich genutzten Böden in dem Gebiet werden seit über 40 Jahren mit kommunalen Abwasser beregnet. Der Niederschlag und die potentielle Evapotranspiration betragen im Mittel  $626 \text{ mm a}^{-1}$  bzw.  $539 \text{ mm a}^{-1}$ . Aktuell werden jedes Jahr  $557 \text{ mm}$  Abwasser verregnet. In der Modellrechnung wird mit einer hypothetischen Weizenmonokultur ( $\Delta e = 659 \text{ Pa}$ ,  $k_P = 4 \text{ Pa}$  und  $\eta = 1$ ) und einem Ertrag (Korn plus Stroh) von  $10830 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$  gerechnet. Die empirischen Quotienten  $Q_Y$  und  $Q_{HM}$  sind für Weizen nach den Ergebnissen von Ingwersen (2001)  $0.98$  bzw.  $2.1$ .

Laut Klärschlammverordnung (AbfKlärV, 1992) beträgt der maximal erlaubte Cd-Eintrag  $9.23 \text{ g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Bei diesem Eintrag und unter den oben beschriebenen Bedingungen ist

<sup>1</sup> Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Fachgebiet Biogeophysik, Emil-Wolff-Str. 27, D-70599 Stuttgart

in den Böden des Abwasserverregnungsgebietes im "steady-state" die Lösungskonzentration  $1.3 \mu\text{g L}^{-1}$  und der Cd-Gehalt im Korn beträgt  $0.14 \text{ mg kg}^{-1}$ . 94% des Austrags erfolgt über das Sickerwasser und nur 6% des ausgetragenen Cd verlassen über die Ernte den Bilanzraum. Wird in dem Gebiet die Beregnungshöhe auf das ackerbaulich notwendige Maß reduziert ( $70 \text{ mm a}^{-1}$ ), steigt die "steady-state" Bodenlösungskonzentration auf  $4.3 \mu\text{g L}^{-1}$  an. Die Cd-Gehalte im Weizenkorn erhöhen sich auf ungefähr den doppelten Wert des gesetzlichen Grenzwerts von  $0.24 \text{ mg kg}^{-1}$ . Der Anteil der Ernte am Gesamtaustrag steigt auf 19%.

Mit Hilfe des Modells können auch kritische Cd-Frachten berechnet werden. Hierfür ist allerdings zunächst die Definition einer Schwellenkonzentration notwendig. Nach den Ergebnissen von Ingwersen (2001) bleibt der Cd-Gehalt im Weizenkorn unterhalb des Grenzwertes, wenn die Bodenlösungskonzentration  $2.1 \mu\text{g L}^{-1}$  nicht überschreitet. Unter den aktuellen Bedingungen ( $I=557 \text{ mm a}^{-1}$ ) des Abwasserverregnungsgebietes errechnet sich auf diese Art und Weise eine kritische Cd-Fracht von  $14.7 \text{ g ha}^{-1}$ . Wird die Beregnungshöhe auf  $70 \text{ mm a}^{-1}$  reduziert, sinkt die kritische Cd-Fracht auf  $4.5 \text{ g ha}^{-1}$ . Die große Bedeutung der klimatischen Wasserbilanz zeigt sich auch bei einer Sensitivitätsanalyse (Abb. 2). Während Pflanzenparameter wie z.B.  $k_p$  oder  $Q_y$  nur wenig sensitiv sind, zeigen die Größen der klimatischen Wasserbilanz ( $P$ ,  $I$ , und  $pET$ ) eine hohe Sensitivität.

muß. Darüber hinaus wird im Modell angenommen, dass das eingetragene Cd vollständig verfügbar bleibt, d.h. das Cd nicht immobilisiert wird.

In das "steady-state" Modell gehen keine Daten über den pH-Wert oder den organischen Kohlenstoffgehalt des Bodens ein, d.h. der Zustand im "steady-state" hängt nicht von den Bodeneigenschaften ab, sondern die Bodeneigenschaften steuern lediglich die Geschwindigkeit mit der das Fließgleichgewicht erreicht wird. Bei Schwermetallen kann dies Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte dauern.

Die Ergebnisse zeigen weiterhin, daß es nicht die eine kritische Cd-Fracht gibt. Die Berechnung von Cd-Frachten muß standortspezifisch erfolgen. Hierbei ist die klimatische Wasserbilanz von besonderer Bedeutung.

### Literatur

Ingwersen, 2001. The environmental fate of cadmium in the soils of the waste water irrigation area of Braunschweig. Dissertation. Technische Universität Braunschweig. <http://opus.tu-bs.de/opus/volltexte/2001/266/pdf/ingwersen.pdf>

AbfKlärV, 1992. Klärschlammverordnung vom 15.4.1992, BGBl. I, S. 912-934.

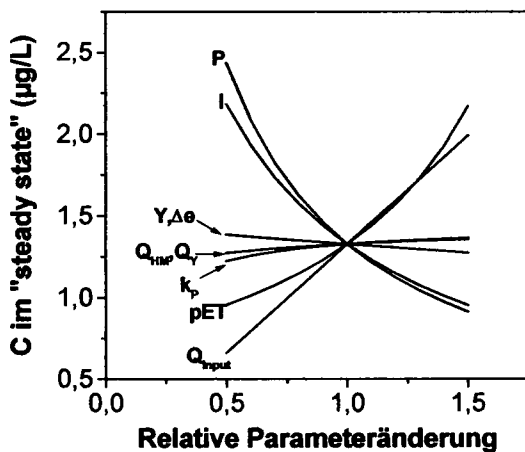


Abb. 2: Sensitivitätsanalyse des analytischen Modells

### Diskussion und Schlußfolgerungen

Der vorgestellte Ansatz, insbesondere das Pflanzenaufnahmemodell, wurde bisher nur für Cd getestet. Für andere Schwermetalle steht solch ein Test noch aus, und es ist davon auszugehen, dass der Ansatz insbesondere für Schwermetalle wie Kupfer oder Blei modifiziert werden

# Unsicherheit von Schadstoffflüssen auf Parzellen des Nationalen Boden-Beobachtungsnetzes (NABO) der Schweiz

A. Keller<sup>1</sup>, A. Desales und N. Rossier

## Einleitung

Stoffbilanzierungen unterstützen die Umsetzung geeigneter Massnahmen zur Vermeidung von Schadstoffakkumulationen in Böden. Für die Planung und Durchführung solcher Massnahmen müssen jedoch die Zuverlässigkeit und Genauigkeit der Bilanzen bekannt sein. Ziel dieser Studie war es, für die Berechnung der Stoffflüsse von Cd, Cu, Zn und Pb auf NABO-Parzellen der Jahre 1995-2001 (siehe Rossier et al., diese Ausgabe) die Unsicherheit in den Bilanzen und deren Quellen zu quantifizieren. Im folgenden wird auf die Ergebnisse der Cd und Zn Bilanzen eingegangen.

## Methode

Für die Berechnung von Schadstoffein- und austragen auf landwirtschaftlich genutzten Böden werden in der Regel eine Vielzahl von Daten mit unterschiedlicher Qualität verknüpft. Stoffdaten z.B. von Hofdünger oder Kulturpflanzen können je nach zeitlich und räumlichem Bezug einer Untersuchung und Messmethode nicht ohne weiteres miteinander verglichen werden. Streuungen in den Stoffdaten sind aber auch auf Faktoren wie z.B. Standorteigenschaften und Bewirtschaftung zurückzuführen.

In dieser Studie wurden Unsicherheiten in den Stoffdaten mittels Zufallsvariablen (ZV) berücksichtigt, die durch Verteilungstyp, Lage- und Streuparameter charakterisiert sind (Keller et al. 2001, 2002). Beispielsweise wurden Schwermetallgehalte von Kulturpflanzen durch lognormale Verteilungen definiert. Die Lage- und Streuparameter der ZV wurden aus (weitgehend für die Schweiz spezifischen) Untersuchungen und Literatur abgeleitet (Rossier et al., 2003). Zudem wurde für die parzellenscharfen Angaben zum Einsatz von Hof- und Mineraldünger ein Variationskoeffizient (VK) von 10% (ZV uniform verteilt) angenommen. Tabelle 1 gibt die Anzahl der in den Bilanzen berücksichtigten ZV pro Standort wieder.

Tabelle 1: Anzahl berücksichtigter unsicherer Parameter (ZV) in den Cd und Zn Bilanzen pro Parzelle.

Flux	Konz. Cd	Menge Cd	Konz. Zn	Menge Zn
Deposition	1	-	1	-
Hofdünger	11	11	13	13
Mineraldünger	4	4	15	15
Klärschlamm	5	-	10	-
Pestizide	-	-	-	-
Ernte	12	-	12	-

Dies bedeutet, dass z.B. für die Berechnung der Cd Bilanz für jeden Standort die ermittelte Unsicherheit der Cd Konzentration von Hofdünger von 11 unterschiedlichen Tiertypen, d.h. mit 11 unterschiedlichen Verteilungen, berücksichtigt wurde.

In einem weiteren Arbeitsschritt wurden die Inputdaten der ZV mit der Methode "Latin Hypercube" simuliert, und die Netto-Bilanzen jeder Realisation der ZV berechnet. Der Einfluss jeder ZV auf die Streuung der Netto-Bilanz wurde mit einer Unsicherheitsanalyse quantifiziert (Keller et al. 2002).

## Ergebnisse

In Figur 1 sind die Beiträge der berücksichtigten Unsicherheitsquellen zu der totalen Streuung der Cd und Zn Netto-Bilanzen für 48 landwirtschaftlich genutzte Parzellen des NABO dargestellt. In dieser Darstellung ist die ermittelte Unsicherheit als Standardabweichung relativ zum Median der Netto-Bilanz angegeben (Variationskoeffizient, VK).

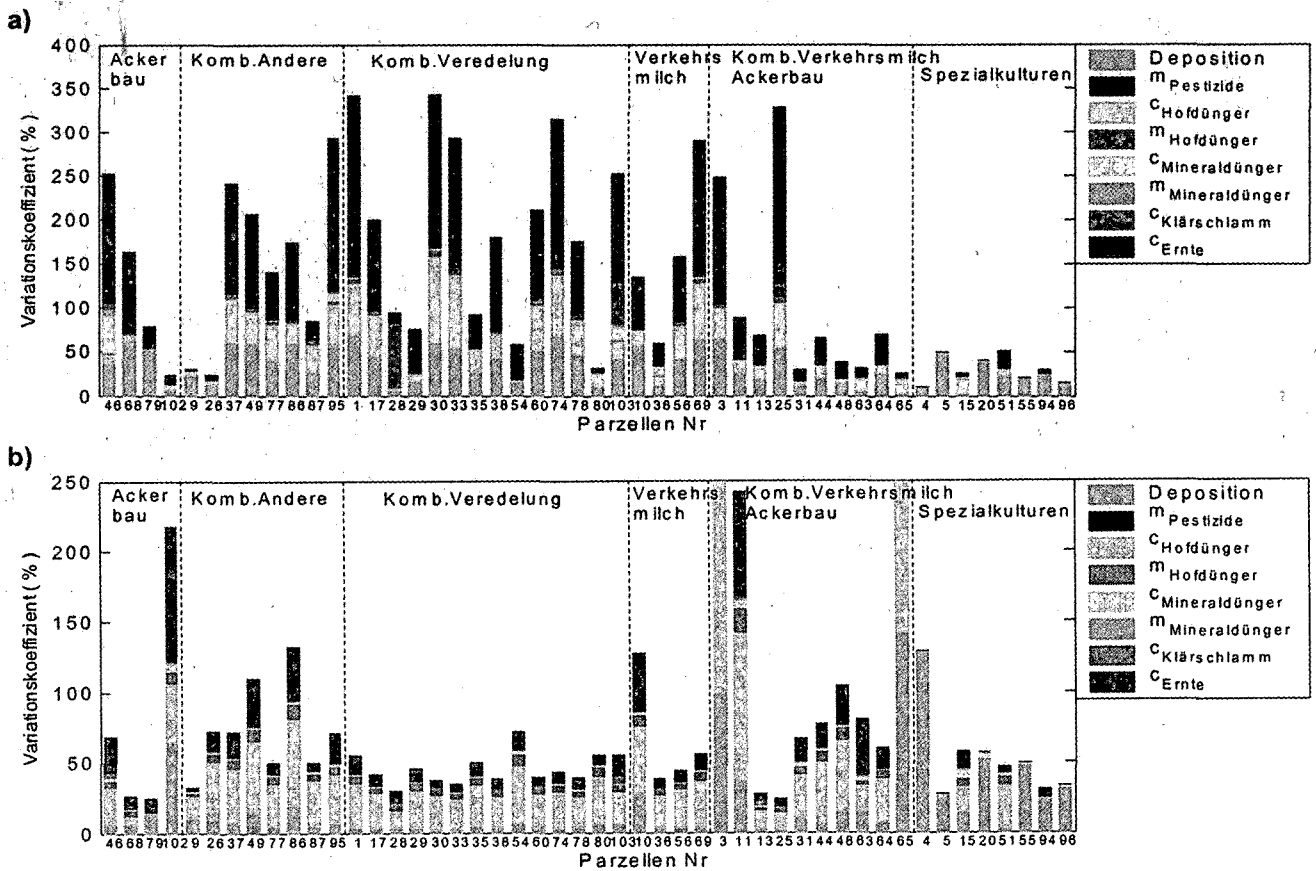
Die mittleren Cd Nettoeinträge von -1 bis 5.6 g h<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> (siehe Rossier et al., diese Ausgabe) wiesen eine Streuung von wenigen Prozent bis zu 350 % auf. Für Schläge mit niedrigeren Cd Nettoeinträgen waren somit innerhalb des Unsicherheitsbereichs sowohl Akkumulationen als auch Netto-Entzüge zu verzeichnen. Cd Bilanzen von Spezialkulturen und einigen kombinierten Ackerbau /Milchviehbetrieben wiesen niedrigere VK auf, während insbesondere auf Parzellen mit intensiver Bewirtschaftung (hohe Besatzdichte, Fruchtfolge u.a. mit Silomais und Kunstwiese) die Standardabweichung 2-3 mal grösser als der mittlere Cd Nettoflux war. Diese Unsicherheit wurde im wesentlichen durch Unsicherheiten in Cd Konzentrationen von Kulturpflanzen sowie Hofdüngertypen sowie durch die räumliche und zeitliche Variation von Depositionsdaten verursacht.

Die Unsicherheiten in den Mengenangaben von Hof- und Mineraldünger hatten kaum nennenswerten Einfluss auf die Streuung der Cd Nettobilanz. Der Einfluss der unsicheren Cd Gehalte in Mineraldüngern scheint angesichts der geringen verwendeten Mengen plausibel. Allerdings gibt es kaum Untersuchungen zur Qualität der Mineraldünger in der Schweiz (die aktuellste stammt aus dem Jahre 1990). Die Annahmen zur Variation von Cd Konzentrationen in Mineraldüngern sind deshalb kritisch zu betrachten.

Im Gegensatz zu den Cd Bilanzen wurde die ermittelte Unsicherheit in den Zn Nettofluxen vor allem durch variierende Zn Konzentrationen in verschiedenen Hofdüngern verursacht (Figur 1b). Bei Betrieben mit mittleren und hoher Tierdichte dominierte diese Unsicherheitsquelle. Vor allem weisen Hofdünger von Schweine- und Kälbermast relativ hohe Zn Gehalte mit einer breiten Streuung auf.

Die mittleren Zn Bilanzen der Parzellen mit Netto-Entzügen von -136 g h<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> bis zu Akkumulationen von 1540 g h<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> streuten zwischen 40% bis 300%, wobei für die meisten Parzellen der VK etwa 50% betrug. Weitere bedeutsame Ursachen für die Varianz der Zn Bilanzen waren Unsicherheiten in den Depositionswerten und Pflanzengehalten. Figur 1b verdeutlicht, dass auch unsichere Mengenangaben zur ausgebrachten Hofdünger signifikant zur Unsicherheit in den Zn Bilanzen beitragen können.

<sup>1</sup> A. Keller, ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Grabenstr.3, CH-8952 Schlieren.  
email: armin.keller@ito.umnw.ethz.ch



Figur 1: Unsicherheitsanalyse der Cd (a) und Zn Bilanz (b) für 48 landwirtschaftlich genutzte Parzellen des NABO. CV: Variationskoeffizient; Zufallsvariablen sind Konzentration (c) als auch Mengen (m).

### Diskussion

Die mit den Zufallsvariablen berücksichtigten Unsicherheiten der Cd und Zn Konzentrationen in Hilfsstoffen und Kulturpflanzen sowie Mengenangaben führten zu relativ grossen Streuungen der berechneten Cd Nettofluxe und zu geringeren für Zn.

Die in dieser Studie berücksichtigten Unsicherheitsquellen waren jedoch vor allem „informeller“ Natur, d.h. repräsentieren jene bekannte Streuung die aus Untersuchungen und Literaturdaten hervorgeht. Im Gegensatz zur „natürlichen“ räumlichen und zeitlichen Variation von Bilanzparametern, können solche informelle Unsicherheiten durch weitere gezielte Messungen reduziert werden. Methodische Unsicherheiten können nur durch den Vergleich von unterschiedlichen Bilanzmethoden erfasst werden. Diesbezüglich stellt diese Arbeit einen ersten Schritt dar, da das Bilanzierungsmodell noch keine Prozesse wie Erosion oder Verlagerung von Schadstoffen erfasst (siehe Desaulles et al., diese Ausgabe).

Die Unsicherheitsanalyse für die Bilanzen verdeutlicht, dass die Genauigkeit der Cd Nettofluxe durch weitere spezifische Messungen beispielsweise von Cd Gehalten in Schnittgras und Silomais effizient reduziert werden kann, während dies für Zn vor allem für Hofdünger von spezifischen Tiertypen gilt. Es ist hinreichend bekannt, dass Zn und Cu vor allem über Futtermittel/Mineralsalze in die Hofdünger und damit in Böden gelangen. Diesbezüglich kann mit dem gezeigten Bilanzierungsansatz quantifiziert werden, wie wirksam Massnahmen zur Verminderung von Einträgen sind und mit welcher Streuung diese Wirksamkeit erreicht werden kann.

Neben statistischen Kriterien hängt die Aussagekraft der Unsicherheitsanalyse aber im wesentlichen davon ab, wie gründlich und gewissenhaft die Auswertung der Literaturdaten zur Herleitung der Zufallsvariablen vorgenommen wird. Annahmen zur Streuung einer Zufallsvariablen müssen kritisch überprüft werden.

### Schlussfolgerungen

Die stochastische Methode erlaubt die Genauigkeit von Schadstoffbilanzen zu quantifizieren und gibt somit gegenüber gemittelten Bilanzen ein vollständigeres Bild über eine Akkumulation bzw. Entzug von Schadstoffen in Böden. Auf dieser Basis können spezifische Untersuchungen zur Verbesserung der Genauigkeit von Prognosen geplant und die Wirksamkeit für präventive Massnahmen zur Vermeidung von Schadstoffeinträgen ermittelt werden.

### Literatur

- Keller, A., von Steiger, B., van der Zee, S.E.A.T.M., Schulin, R. (2001): A stochastic empirical model for regional heavy metal balances in agroecosystems. *J. Environ. Qual.* 30: 1976-1989.
- Keller, A., Abbaspour, K.C., Schulin, R. (2002): Assessment of Uncertainty and Risk in Modeling Regional Heavy-Metal Accumulation in Agricultural Soils. *J. Environ. Qual.* 31: 175-187.
- Rossier, N., Keller, A., Desaulles, A., (2003): Flux de métaux lourds sur les exploitations NABO. Schriftenreihe der FAL. Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (Hrsg.), CH-8046 Zürich. (im Druck).

## Cadmium-Bilanz als Entscheidungshilfe für die landbauliche Sekundärrohstoffverwertung

D. Laves<sup>1</sup>

### 1. Veranlassung

Die Reduzierung des Schwermetalleintrages durch Düngemittel ist eine Forderung der menschlichen Gesellschaft und zugleich politischer Wille. Zur Abschätzung tolerierbarer Cadmium-Frachten von landbaulich verwerteten Sekundärrohstoffen dient die Cadmium-Bilanz für Deutschland. Entsprechende Empfehlungen werden bewertet unter der Maßgabe

- der allgemeinen Forderung des Erhaltungsgebotes bzw. Verschlechterungsverbot der Böden, indem
  - die Gehalte der eingetragenen Schadstoffe nicht höher sind als die bodeneigenen Schadstoff-Gehalte (Option "Gleiches zu Gleichem" – Konzentrationsansatz)
  - die Einträge der Schadstoffe in die Böden nicht höher sind als die umweltverträglichen Schadstoffausträge aus den Böden (Option "Eintrag gleich Austrag" – Frachtansatz)
- des geltenden deutschen Bodenschutzrechts im Hinblick auf die uneingeschränkte Ausschöpfung des Differenzbetrages von Vorsorge- minus Hintergrundwert bei ermittelten Schadstoff-Bilanzüberschüssen.

### 2. Material und Methoden

Zur Eliminierung von Jahresschwankungen werden Angaben fortlaufend erhobener statistischer Daten als 7-jähriger Mittelwert (1994...2000) ausgewiesen.

#### 2.1 Cadmium-Gehalte

##### - Handelsdünger

Für 17 N-, P-, K-, Ca-Mineraldüngertypen einer Ländererhebung (LABO 2000) werden die Cd-Gehalte als gewogenes Mittel unter Berücksichtigung des %-Anteils des Düngemitteltyps am Mineraldüngerabsatz (STATISTISCHES BUNDESAMT 1995...2000) gesondert für N-, P-, K-, Ca-Mineraldünger angegeben; Anzahl der eingegangenen Werte: 1534

##### - Wirtschaftsdünger

Cd-Gehalt für 6 Düngemitteltypen (Rinder-, Schweine-, Geflügel-Gülle, -Mist) (LABO 2000). Angabe des Cd-Gehaltes, gesondert für Rinder-, Schweine-, Geflügeldung; Anzahl der eingegangenen Werte: 565

##### - Sekundärrohstoffdünger

Cd-Gehalt für 2 Düngemitteltypen

- Klärschlamm (Ländererhebung 1995...97 für die EU) (Anonym 1999); Anzahl eingegangener Werte: Unbekannt
- Bioabfall, arithmetisches Mittel der Jahreserhebungen 1994, 1999 (UBA 2001); Anzahl der eingegangenen Werte: 3469

##### - Böden

Königswasserlösliche Cd-Hintergrundwerte der Ländererhebungen (LABO 1995, 1998). Ermittlung von

- 158 Gruppenwerten (50. Perzentil)
- 160 Gruppenwerten (90. Perzentil) durch Zuordnung der Werte zu den
- 3 Gebietstypen der Besiedlungsdichte
- 16 Bodenausgangssubstraten
- 4 Nutzungstypen.

Bildung des arithmetischen Mittels der Gruppenwerte, gesondert für die 14 datenliefernden Bundesländer (ohne Bayern und Hamburg). Angabe des 50. und 90. Perzentil- Hintergrundwertes für Deutschland als

- arithmetisches Mittel der 14 Länderwerte
- gewogenes Mittel unter Berücksichtigung der Ländergrößen.

Ermittlung des 50. und 90. Perzentil-Hintergrundwertes für die Hauptbodenarten Sand, Lehm/Schluff, Ton; Anzahl der eingegangenen Werte: 56184.

Aus Gründen der Bodenschutzvorsorge wird bei dem Konzentrationsansatz "Gleiches zu Gleichem" das 50. Perzentil des Cd-Hintergrundwertes berücksichtigt und bei dem Frachtansatz "Eintrag gleich Austrag" das 90. Perzentil.

##### - Pflanze

Cd-Gehalte von 17 landwirtschaftlich genutzten Fruchtarten (SAUERBECK & STYPOREK 1987, WILCKE & DÖHLER 1995, WERNER & BRENN 1997, HACKENBERG & WEGENER 1999, BRÜGGEMANN 2001). Bildung des arithmetischen Mittels aus den Einzelwerten, gesondert für jede Fruchtart. Angabe des Cd-Gehaltes für die Pflanze als

- arithmetisches Mittel der Fruchtarten
- gewogenes Mittel der Fruchtarten unter Berücksichtigung des Anbauverhältnisses. Anzahl der eingegangenen Werte: > 203

##### - Sickerwasser

Cd-Gehalte von Sickerwässern deutschlandrepräsentativer Böden (BIELERT u. a. 1999); Angabe für Sickerwasser-Gesamtböden und für die Bodenarten Sand, Lehm/Ton als arithmetisches Mittel der Medianwerte; Anzahl der eingegangenen Medianwerte: 388 von 17 Lysimetern

#### 2.2 Cadmium-Frachten

##### - Luftdepositionsfracht

Grundlage der Erhebung waren regionale und überregionale Messnetze in Deutschland (DÄMMGEN u. a. 2000). Die Messnetzdichte zur Erfassung der Deposition betrug 162 Kreise (1993...1995) und 199 Kreise (1996...1998) und die Messnetzdichte zur Erfassung der Cd-Konzentration in der Luft mit darauf rückführbarer Abschätzung des Cd-Depositionsanteils 77 Kreise. Die Angabe der Cd-Luftdepositionsfracht für Deutschland erfolgt als

<sup>1</sup> Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig  
Detlef.Laves@leipzig.lfl.smul.sachsen.de

arithmetisches Mittel des Messnetzwerkes der Länder und als gewogenes Mittel unter Berücksichtigung der Größe der Bundesländer.

- *Dungemittelfracht*

Sie ist das Produkt aus dem Cd-Gehalt und der Menge der Düngemittel. Die Mengenangaben für

· Mineraldünger wurden dem Statistischen Jahrbuch der Bundesrepublik Deutschland entnommen (STATISTISCHES BUNDESAMT 1994...2001)

· Wirtschaftsdünger unter Berücksichtigung von Anzahl, Geschlecht, Nutzung, Alter und Haltung der verschiedenen Tierarten berechnet (SONTGERATH, DÖHLER u. a. 1992; HACKENBERG & WEGENER 1999; STATISTISCHES BUNDESAMT 1994...2001)

· Sekundärrohstoffdünger sind bei Klärschlamm der Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die EU-Kommission für den Zeitraum 1994 bis 1997 (ANONYM 1999) entnommen und bei Bioabfall den Daten zur Umwelt Deutschlands im Mittel der Jahre 1998 und 1999 (Umweltbundesamt 2001)

- *Erntegutfracht*

Sie resultiert aus dem Produkt des Cd-Gehaltes und dem Ertrag der Fruchtarten. Die Angaben für den Ertrag sind dem Statistischen Jahrbuch der BRD entnommen (STATISTISCHES BUNDESAMT 1994...2000).

- *Sickerwasserfracht*

Sie ergibt sich aus dem Produkt des Cd-Gehaltes und der Menge des Sickerwassers. Die durchschnittliche Sickerwassermenge für Deutschland lässt sich ermitteln aus Angaben des Hydrogeologischen Atlas' der BRD und der Niederschlagsabfluss (NAU)-Karte der ehemaligen DDR (SCHÜTZE 1998)

### 2.3 Cadmium-Bilanz

Saldierung von Cd-Einträgen und- Austrägen. Wegen unterschiedlicher Bilanzsalden bei Eingang der Bilanzglieder als arithmetisches bzw. gewogenes Mittel wird aus Gründen der Bodenschutzvorsorge vom höheren Bilanzüberschuss (Positivsaldo) ausgegangen.

### 2.4 Ausschopfungzeiten

Indem man die Differenz aus dem Cd-Vorsorgewert nach BBodSchV und dem 90. Perzentil des Cd-Hintergrundwertes unter Zugrundelegung von 30 cm Bodentiefe und 1,5 g/cm<sup>3</sup> Bodendichte in Gramm Cadmium je Hektar umrechnet und durch diesen Wert den jährlichen Cd-Bilanzüberschuss dividiert, erhält man die Anzahl der Jahre, nach der bei gleichbleibenden Einträgen der Cd-Vorsorgewert erreicht wird. Die Ableitung des Boden-Vorsorgewertes erfolgte durch Bildung des gewogenen Mittels aus den Vorsorgewerten für Sand, Lehm und Ton und deren Verbreitung in Deutschland

(Sand: 36 %, Lehm/Schluff: 56 %, Ton: 8 %) (nach Angaben von UTERMANN, DÜWEL u. a. 1999).

### 3. Ergebnisse

Durch Vergleich des Cd-Gehaltes der Düngemittel (Zähler) mit dem Cd-Hintergrundwert der Böden (Nenner) erhält man eine Aussage über die Einhaltung der Option "Gleiches zu Gleichem". Bei dem Cd-Hintergrundwert der Böden Deutschlands von 0,26 mg/kg Boden als gewogenes Mittel des Medianwertes (50. Perzentil) ergeben sich für die verschiedenen Düngemittel folgende Quotienten:

Kalium-Mineraldünger (0,2) < Stickstoff-Mineraldünger (0,8) < Rinderdung (1,1) < Geflugeldung (1,2) < Schweinedung (1,4) < Kalzium-Mineraldünger (1,8) < Bioabfall (2,1) < Klärschlamm (5,6) < Phosphor-Mineraldünger (31). Daraus folgt, dass Düngemittel die Option "Gleiches zu Gleichem" nicht einhalten mit Ausnahme der Kalium- und Stickstoff-Mineraldünger.

Cd-Einträgen (g/(ha-a)) durch Luftdeposition (1,62), Handelsdünger (1,29), Wirtschaftsdünger (0,49) und wahlweise von Klärschlamm (2,45) und Bioabfall (5,40) stehen Cd- Austräge durch Ernteentzug (0,81) und Auswaschung (0,50) gegenüber. Daraus ergibt sich ohne Einsatz von Klärschlamm und Bioabfall ein Cd-Bilanzüberschuss von 2,09 g/ha-a, mit Klärschlamm ohne Bioabfall von 4,54 und mit Bioabfall ohne Klärschlamm von 7,49. Folglich hält keines dieser Szenarien die Option "Eintrag gleich Austrag" ein.

Wegen der gegenwärtigen Nichteinhaltbarkeit der beiden Optionen sind im begrenzten Umfang Cd-Anreicherungen im Boden zu tolerieren. Maßstab für tolerierbare Cd-Anreicherungen ist der Zeitabstand bis der Cd-Vorsorgewert nach BBodSchV erreicht wird. Die Festlegung derartiger Ausschopfungzeiten stellt eine noch ausstehende politische Entscheidung dar. Bisher geht man bei der Ausschöpfung von Schadstoffschwellenwerten von 100 bis 200 Jahren aus (PRINZ & BACHMANN 1999; KÖNIG u. a. 2000). Bei einem Ausschopfungsbetrag von 885 g Cd/ha (Vorsorgefracht minus Hintergrundfracht) ergeben sich Ausschopfungzeiten ohne Einsatz von Klärschlamm und Bioabfall von 423 Jahren, mit Klärschlamm ohne Bioabfall von 195 Jahren und mit Bioabfall ohne Klärschlamm von 118 Jahren.

### 4. Schlussfolgerungen

Es wird die landbauliche Sekundärrohstoffverwertung befürwortet bei Einhaltung des Cadmiumeintrages von 6 Gramm je Hektar und Jahr über alle Wirkungspfade. Der Wert ist identisch mit dem gesetzlich zulässigen Cadmiumeintrag bei überschrittenen Cadmium-Vorsorgewerten. Wegen erheblicher Schwankungsbreite ist die Cadmium-Eintragsgrenze von 6 g/(ha-a) durch kleinräumige, feldschlagspezifische Cadmium-Bilanzen zu kontrollieren und abzusichern.

### 5. Literatur

Literaturangaben sind beim Autor zu erfragen.

# Schwermetallbilanzen als Indikatoren nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung in der Region Stuttgart

Barbara Malburg-Graf  
Wolf Dieter Blümel

## 1. Einleitung

Mit der Zielsetzung der Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Bodennutzung mit Hilfe einer Schwermetallbilanz in der Region Stuttgart wurden Schwermetalleinträge für zwei Landkreise und Schwermetallbilanzen für einzelne landwirtschaftlich genutzte Flächen berechnet.

## 2. Untersuchungsaufbau

Auf der Basis agrarstatistischer Daten (Tierzahlen, Erträge der Anbaufrüchte) wurden für die Landkreise Göppingen und Ludwigsburg Schwermetalleinträge über die Eintragungspfade Wirtschaftsdünger und Handelsdünger für verschiedene Düngervarianten geschätzt. Außerdem wurde die auf dem Vollzug der Klärschlammverordnung (AbfKlärV 1992) beruhende Klärschlammstatistik der Landkreise Göppingen und Ludwigsburg zur Quantifizierung der Einträge durch Klärschlamm im Zeitraum 1993 bis 1999 ausgewertet.

Die Ergebnisse zu mittleren Einträgen auf der Makroebene sollten als ein Bewertungsmaßstab für die Einträge auf der Mikroebene (26 Untersuchungsflächen) herangezogen werden. Die Auswahl der Flächen wurde in Zusammenarbeit mit den zuständigen Ämtern für Landwirtschaft und Bodenkultur durchgeführt.

## 3. Ergebnisse auf der Makroebene

Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse zu Cadmium-Einträgen für die Flächen von tierhaltenden Betrieben im Landkreis Ludwigsburg.

Es wurden verschiedene Düngervarianten in Betracht gezogen (s. Abb. 1 von unten nach oben):

- die gleichmäßige Verteilung des Wirtschaftsdüngers auf den Flächen der Rinder und der Schweine haltenden Betriebe ergibt einen Cadmium-Eintrag von 0,6 g/(ha\*a).
- die Verteilung des Wirtschaftsdüngers nach

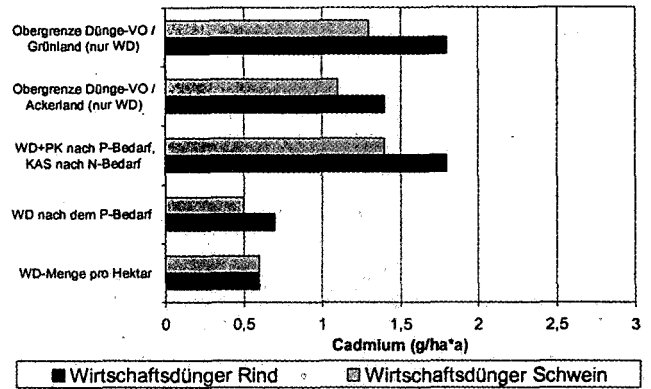


Abb. 1: Geschätzte Cadmiumeinträge durch Wirtschafts- und Handelsdünger im Landkreis Ludwigsburg 1999

dem Phosphatbedarf der Anbaufrüchte ergibt aufgrund geringerer Phosphatgehalte einen höheren Eintrag bei Rinder-Wirtschaftsdünger bei annähernd gleich hohen Cadmiumgehalten der beiden Wirtschaftsdüngerarten.

- Variante 3 als Gesamtvariante mittlerer Cadmiumeinträge über die normale Düngung berücksichtigt zur Deckung des restlichen P-Bedarfs eine Düngung mit einem PK-Dünger und zur Deckung des restlichen N-Bedarfs die Anwendung von Kalkammonsalpeter.
- Die beiden oberen Balkenpaare zeigen die Verteilung des Wirtschaftsdüngers nach den maximal möglichen N-Mengen basierend auf der Düngerverordnung (DVO 1996), nämlich 170 kg N/(ha\*a) bei Ackerflächen und 210 kg N/(ha\*a) bei Grünland im Betriebsdurchschnitt. Im Vergleich zur gleichmäßigen Verteilung erhöhen sich die Einträge und die betroffene Fläche wird kleiner.

## 4. Methodik und Ergebnisse auf der Mikroebene

Die Erstellung der Schwermetallbilanz beruht auf Methoden des indirekten Monitorings. Die Schwermetalleinträge wurden auf der Basis einer standardisierten Befragung der Landwirtschaftsbetriebe zur Düngung der Flächen im Zeitraum 1995 bis 2000 erfasst.

Die Düngermengen wurden mit mittleren Schwermetallgehalten der Düngemittel multipliziert, wie sie aus mehreren Quellen (z. B. LUF A AUGUSTENBERG & LA LANDWIRTSCHAFTLICHE CHEMIE HOHENHEIM 2001) bekannt sind. Aus den Einträgen in 6 Jahren wurden mittlere jährliche Einträge berechnet.

Zur Schätzung mittlerer Austräge wurde folgender Weg beschritten:

1. Messung der NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>-extrahierbaren Cadmium- und Zinkgehalte im Jahr 2000.



- Schätzung der mittleren Cd-/Zn-Gehalte im Weizenkorn und in der Bodenlösung aufgrund von Regressionsgleichungen nach KNOCHE et al. (1999) bzw. LIEBE et al. (1995, 1997).
- Berechnung der Austräge über die Weizenernte durch Multiplikation der Gehalte im Weizenkorn mit mittleren Weizenenerträgen.
- Schätzung der Austräge über das Sickerwasser durch Multiplikation mit dem mittleren jährlichen Abfluss (Angaben pro km<sup>2</sup> im „Hydrologischen Atlas von Deutschland“ (BMU 2000 – 2001)) bzw. mit der Sickerwasserrate auf der Basis von DIN 19687 (1998).

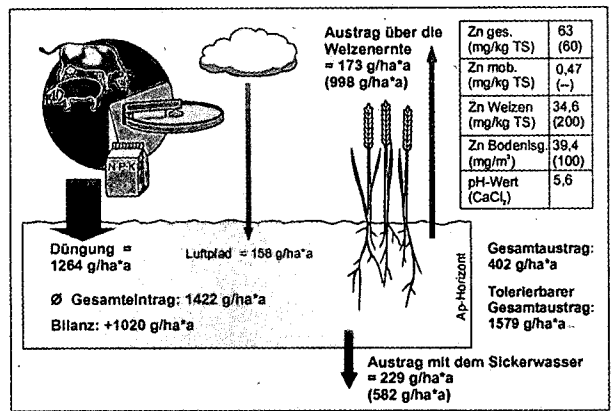


Abb. 3: Zinkbilanz für Ackerfläche 1

Beispielhaft sind in den Abbildungen 2 und 3 eine Cadmium- und eine Zinkbilanz dargestellt. Ackerfläche 1 befindet sich im Teiluntersuchungsgebiet Göppingen und weist einen pH-Wert von 5,6 auf. Die Folge sind relativ hohe Cd-Austräge aufgrund hoher mobiler Cd-Gehalte. Die Messwerte SM ges., SM mob. und pH (CaCl<sub>2</sub>) sowie die berechneten Werte SM (Weizen) und SM (Bodenlösung) mit den zugehörigen kritischen Werten in Klammern sind in der Tabelle angegeben. Die Austragswerte in Klammern sind maximal tolerierbare Austräge.

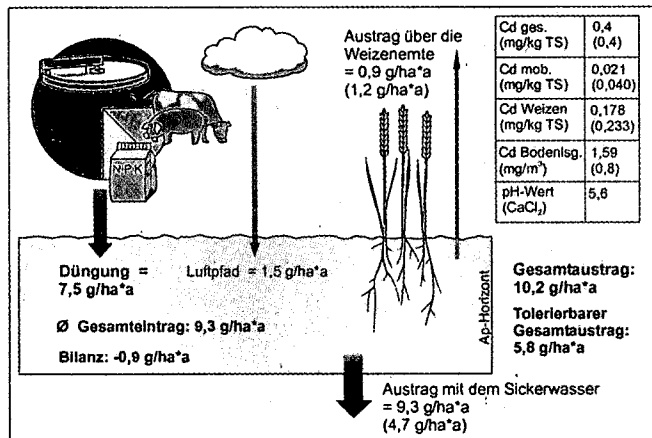


Abb. 2: Cadmiumbilanz für Ackerfläche 1

Für Cadmium ergibt sich aufgrund hoher Austräge vor allem über das Sickerwasser, die für diese Fläche nach DIN 19687 (1998) berechnet wurden, eine leicht negative Bilanz, obwohl die Einträge über dem Durchschnittseintrag der Makroebene liegen. Die erhöhten Einträge sind auf eine einmalige Klärschlammaufbringung im Jahr 1998 zusammen mit relativ hohen Wirtschaftsdüngergaben und zusätzlicher regelmäßiger Anwendung von mineralischem NPK-Dünger zurückzuführen. Die Austräge über das Sickerwasser liegen über den maximal tolerierbaren von 4,7 g/(ha\*a), wie sie aufgrund einer kritischen Konzentration in der Bodenlösung von 0,8 mg/m<sup>3</sup> (DE VRIES et al. 2002) berechnet wurden. Bei Zink ergibt sich auf derselben Fläche eine positive Bilanz. Der Anteil des Klärschlammes am Zink-Eintrag ist weitaus geringer als bei Cadmium. Die Angabe zum Cd-Eintrag über die atmosphärische De-

position ist ein Wert für Baden-Württemberg (DÄMMGEN et al. 2000), während der Wert für Zink auf einer Angabe zu ländlichen Gebieten in Deutschland in den 90er Jahren nach SCHÜTZE & NAGEL (1998) beruht.

### 5. Zusammenfassung

Die angewandte Methodik ist ein Weg zur Schätzung mittlerer Cadmium- und Zinkbilanzen, die als Indikatoren nachhaltiger landwirtschaftlicher Bodennutzung geeignet sind. Eine Validierung der Ergebnisse durch direktes Monitoring (Dauerbeobachtungsflächen) ist erforderlich.

### Literatur:

BMU (BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ U. REAKTORSICHERHEIT) (2000 – 2001): Hydrologischer Atlas von Deutschland. – Bonn.

DÄMMGEN, U., LÜTTICH, M. & C. SCHOLZ-SEIDEL (2000): Atmosphärische Deposition von Cadmium in landwirtschaftliche Nutzflächen in Deutschland. – Landbauforschung Völkentrode 3/4 (59) : 103 – 131.

DE VRIES, W., SCHÜTZE, G., RÖMKENS, P. & J.-P. HETTELINGH (2002): Guidance for the calculation of critical loads for cadmium and lead in terrestrial and aquatic ecosystems. – Abschlussbericht 1. Arbeitsphase "Harmonisation of critical limits" / UNECE Convention on Long Range Transboundary Air Pollution. (unveröffentlicht)

DIN 19687 (Normenausschuss Wasserwesen im Deutschen Institut für Normung) (1998): Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden. Berlin.

KNOCHE, H., P. BRAND & H. BÖKEN (1999): Schwermetalltransfer Boden-Pflanze. – UBA-FB 98-120 : 213 S., Berlin.

LUF A AUGUSTENBERG & LA FÜR LANDWIRTSCHAFTLICHE CHEMIE HOHENHEIM (2001): Schwermetallgehalte von Wirtschaftsdüngern in Baden-Württemberg. – Unveröffentlichte Daten, Karlsruhe und Stuttgart.

LIEBE, F., BRÜMMER, G. W. & W. KÖNIG (1995): Ableitung von Prüfwerten für die mobile Fraktion potenziell toxischer Elemente in Böden Nordrhein-Westfalens. – DBG-Mitteilungen 76 : 345 – 348.

LIEBE, F., WELP, G. & G. W. BRÜMMER (1997): Mobilität anorganischer Schadstoffe in Böden Nordrhein-Westfalens. – Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz 2 : 383 S., Essen.

SCHÜTZE, G. & H.-D. NAGEL (1998): Kriterien für die Erarbeitung von Immissionsminderungszielen zum Schutz der Böden und Abschätzung der langfristigen räumlichen Auswirkungen anthropogener Stoffeinträge auf die Bodenfunktion. – UBA-Texte 19/98 : 251 S., Berlin.

## Schadstoffflüsse auf NABO-Parzellen

Nicolas Rossier, Armin Keller, André Desaules<sup>1</sup>

### Einleitung

Das Nationale Boden-Beobachtungsnetz der Schweiz (NABO) wurde 1985 eingerichtet und umfasst insgesamt 105 Standorte mit unterschiedlicher Landnutzung (BUWAL 1993). Ziele sind die Entwicklung der langfristigen Schadstoffbelastung zu verfolgen und mögliche Beeinträchtigungen der Bodenfruchtbarkeit frühzeitig zu erkennen. Bisherige Ergebnisse deuten auf eine grosse Dynamik von Gehaltsveränderungen im Oberboden (0-20 cm) hin (BUWAL 1993, 2000). Bisher war es oft nicht möglich, eindeutige Kausalzusammenhänge herzustellen. Aus diesem Grund werden neben den Messungen der Veränderungen von Schadstoffgehalten im Boden (direktes Monitoring) ergänzend auch Schadstoffflüsse erhoben (indirektes Monitoring). Nachstehend werden für 48 Landwirtschaftsparzellen des NABO-Messnetzes Ergebnisse von stochastischen Schadstoffbilanzen für Cd, Pb, Cu und Zn der Periode 1996-2001 vorgestellt.

### Methoden und Daten

Die Systembeschreibung der Schadstoffflüsse und ihre Abgrenzung sind schematisch in Figur 1 abgebildet. Die diffusen atmosphären Einträge beruhen auf Literaturdaten aus bestehenden Depositionsmessnetzen und Moosmonitoring in der Schweiz. Die gezielten Einträge durch landwirtschaftliche Hilfsstoffe und die Ernteausträge sind aus parzellenscharfen Bewirtschaftungsangaben der Ausbringfrachten bzw. Ernten und entsprechenden Schadstoffkonzentrationen aus der Literatur berechnet.

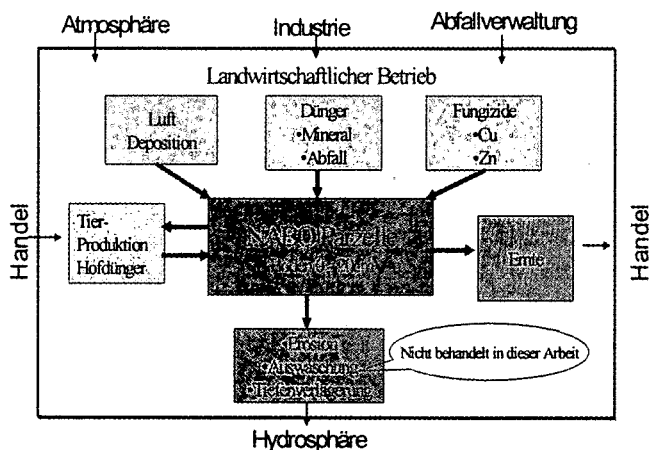


Fig. 1: Systembeschreibung der Schadstoffflüsse auf NABO-Parzellen

Die Schadstoffflüsse wurden pro NABO-Parzelle für jede Kultur und jedes Jahr berechnet und werden als Mittelwert für 6 Jahre (1996-2001) in  $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  ausgedrückt. Für die Berechnung der Unsicherheiten in der Schadstoffbilanzierung aufgrund von unsicheren Daten wird auf Keller et al. (diese Ausgabe) verwiesen.

Die Klassifizierung der 48 Betriebe erfolgte gemäss der Typologie FAT99 (FAT, 2000). Die Betriebstypen «Kombiniert Veredelung» (27%) und «Kombiniert Verkehrsmilch/Ackerbau» (21%) sind am häufigsten vertreten. 36 Betriebe betreiben Viehhaltung, wobei die Spanne der Grossvieheinheiten (GVE) von 0.1 bis 2.7 GVE/ha reicht (Median 1.1 GVE/ha). Die landwirtschaftliche Nutzfläche der Betriebe schwankt zwischen 0.6 bis 152 ha (Median 28 ha) und hängt stark vom Betriebstyp ab.

Etwa ein Drittel der Betriebe betreibt eine gemischte Nutzung Grasland/Ackerbau. Der Anteil an Ackerbaubetrieben (Weizen, Mais, Gerste, Kartoffel, Rüben) und Betriebe mit Dauergrünland betrug etwa je ein Viertel. Andere Fruchtfolgen waren unbedeutend.

### Ergebnisse

In Figur 2 sind die Ergebnisse der 48 NABO-Parzellen beispielhaft für Cd nach Betriebstypen gruppiert dargestellt. Die Boxplots geben die Verteilungen der Nettofluxe (Summe der Einträge minus der Austräge) wieder, die beiden Balkengraphiken den relativen Anteil der Einträge am Gesamteintrag sowie den Anteil der Ernteausträge am Gesamteintrag.

**Cadmium:** Die auffälligen Werte der Nettofluxe in Figur 2 finden ihre Erklärung im unteren Teil der Grafik, welche Hinweise über die Herkunft der überwiegenden Anteile gibt. Für die Parzellen Nr. 4, 15, 26, 63, 65 und 102 waren es Mineraldünger (z.B. Supertriple, Thomaskorn, binäre PK Dünger) und für Parzelle Nr. 28 Cd Einträge durch Klärschlamm. Parzellen mit negativen Nettofluxen (Entzug) wiesen geringe Cd-Einträge durch Dünger auf, und hatten zumeist Ernteausträge, welche grösser waren als die atmosphären Einträge.

Der mittlere Cd-Nettoflux betrug  $0.4 \pm 0.6 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  und variierte zwischen  $-1 \pm 0.8$  und  $5.6 \pm 1.3 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Zwischen den verschiedenen Betriebstypen und Fruchtfolgen waren die Unterschiede relativ gering. Wesentliche Eintragsquellen waren die atmosphärische Deposition und Phosphat-Mineraldünger. Die aus dem Moosmonitoring geschätzten atmosphären Einträge variierten zwischen 0.7 und 0.9  $\text{g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ , und trugen im Mittel 40 % zu den Gesamteinträgen der Cd Bilanzen bei.

**Blei:** Der mittlere Pb-Nettoflux aller Parzellen betrug  $17.4 \pm 10 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  und variierte zwischen  $-10.3 \pm 15.6 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  und  $82.9 \pm 16.6 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . Die Unterschiede zwischen den verschiedenen Betriebstypen und Fruchtfolgen waren ebenfalls gering.

Parzellen mit Klärschlamm-Düngung wiesen gegenüber dem Mittel eine wesentlich höheren Pb Nettoflux auf. Pb-Einträge durch Hofdünger wurden in der Regel durch Ernteausträge kompensiert, so dass ausgeglichene Nettofluxe resultierten. Die atmosphären Einträge betragen im Mittel 70 % ( $21\text{-}39 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ ) und waren generell die Hauptquelle der Pb-Einträge.

**Kupfer:** Für drei Rebbauparzellen (Nr. 5, 55, 96) mit regelmässigen Kupferspritzungen waren Cu Einträge von bis zu  $2000 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  zu verzeichnen. Für die anderen Parzellen variierten die Cu-Nettofluxe zwischen  $-35.3 \pm 5$  und  $278.2 \pm 43.3 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$  mit einem Median von  $58.8 \pm 35.9 \text{ g ha}^{-1}\text{a}^{-1}$ .

<sup>1</sup> Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, Postfach, CH-8046 Zürich, Schweiz.  
andre.desaules@fal.admin.ch, www.NABO.admin.ch

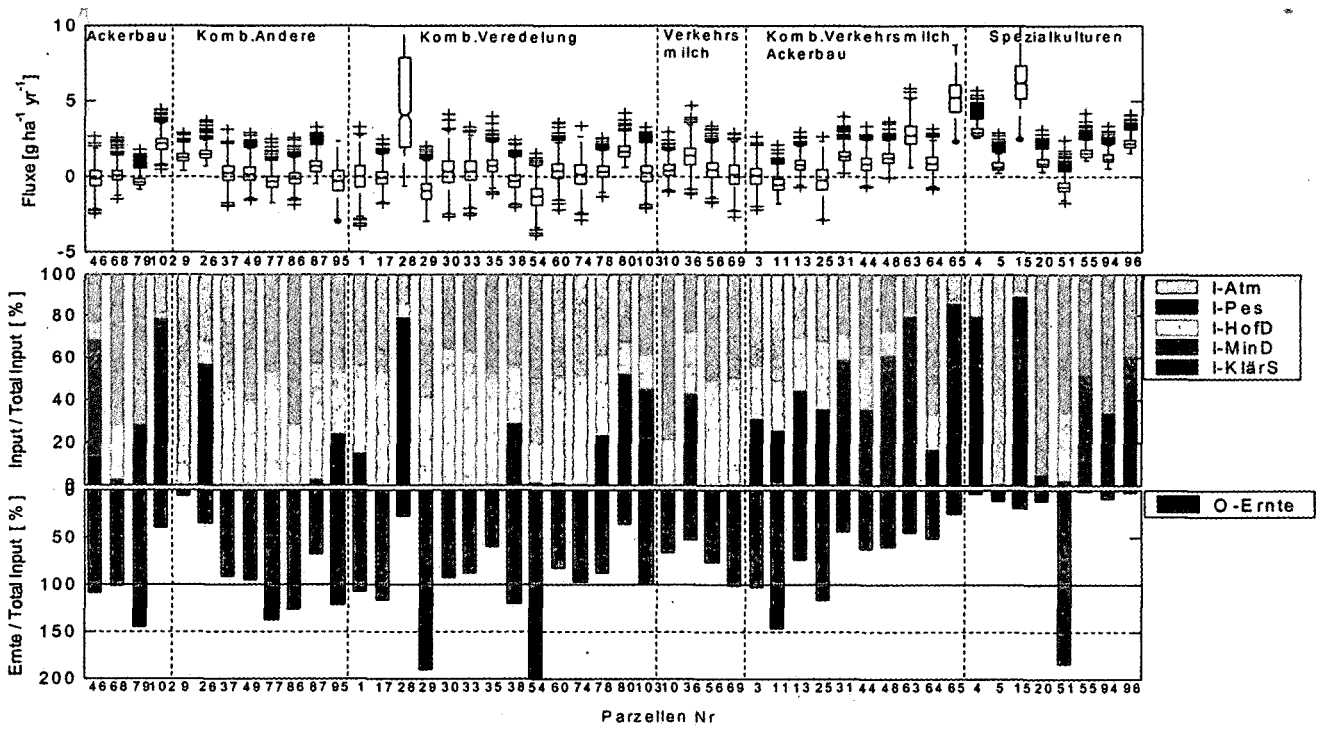


Fig. 2: Cd-Nettofluxe mit relativen Anteilen der Einträge und Ernteausträge auf 48 NABO-Parzellen

Die Unterschiede zwischen den Parzellen hingen stark vom Hofdüngereinsatz ab. Der Viehbesatz korrelierte signifikant positiv mit dem Cu-Nettoflux. Bei intensivem Kartoffelbau waren hingegen keine signifikant erhöhten Einträge festzustellen. Die atmosphärischen Einträge lagen zwischen 1.7 und 21.5 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> und trugen in Betrieben mit Viehhaltung weniger als 10 % zu den Gesamteinträgen bei. Allerdings ergab die Umrechnung von Cd Gehalten in Moos zu Cd Fluxe auf Basis der festgestellten Korrelationen zum Teil negative Werte. Die Cu Depositionswerte müssen deshalb kritisch überprüft werden.

**Zink:** Der mittlere Zn-Nettoflux aller Parzellen betrug 279 ± 155 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> mit einer grossen Variation zwischen -136 ± 21.8 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> und 1528 ± 579 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Die bedeutendsten Unterschiede beruhten auf verschiedenen Fruchtfolgen und vor allem dem Hofdünger-Einsatz. Der Zn-Eintrag korrelierte wie bei Cu positiv mit dem Viehbesatz. Eine Parzelle (Nr. 30) eines Betriebs mit einem hohen Schweinebesatz wies einen Zn-Nettoflux von 1507 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> auf. Bei fehlendem oder geringem Hofdünger-Einsatz (Nr. 3, 4, 63, 79 und 94) kommen auch negative Zn-Nettofluxe, d.h. Entzüge, vor. Die atmosphärischen Einträge waren mit 80 bis 127 g ha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup> recht bedeutend, jedoch von 4 Ausnahmen abgesehen (Nr 5, 9, 55 und 96) geringer als die Ernteausträge. Die Zn-Einträge durch Pflanzenschutzmittel waren abgesehen von der Rebbauparzelle Nr. 5 gering.

### Schlussfolgerungen

Atmosphärische Einträge sind generell die Hauptquellen bei Cd und Pb. Bei Düngung mit Klärschlamm oder Cd-reichen Mineräldüngern werden ebenfalls bedeutende Mengen an Cd und Pb eingetragen. Hofdünger sind generell die Hauptquellen bei Cu und Zn. Bei Spezialkulturen können die Einträge durch Pflanzenschutzmittel dominieren. Insofern Klärschlamm appliziert wird, ist dies ebenfalls ein

sehr sensitive Quelle für die Cu und Zn Bilanzen. Die Cd Austräge über die Ernte können in der Grössenordnung des Gesamteintrags liegen (ausgeglichene Bilanz), während für die anderen Elemente lediglich die Hälfte des Gesamteintrags oder weniger mit dem Erntegut wieder ausgetragen wird.

Für die Reduktion von Schwermetall-Einträgen wurden folgende praktische Massnahmen empfohlen:

- Korrekte Düngung welche den Kulturbedarf und den Bodenvorrat berücksichtigt.
- Keine Klärschlamm-Düngung.
- Keine Verwendung von Cd-reichen Mineräldüngern wie Triple-Superphosphat.
- Verwendung von Cu- und Zn-armen Kraftfuttermitteln.
- An den Betrieb angepasster Viehbesatz mit korrektem und gleichmässigem Hofdüngereinsatz.
- Einschränkung der Kupferspritzungen oder Ersatz durch Alternativen.
- Integration von Kartoffel- und Gemüsebau in eine diversifizierte Fruchtfolge.

### Literatur

- BUWAL (1993): Nationales Bodenbeobachtungsnetz - Messresultate 1985-1991. Schriftenreihe Umwelt Nr. 200. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), CH-3003 Bern.
- BUWAL (2000): Nationales Boden-Beobachtungsnetz - Veränderungen von Schadstoffgehalten nach 5 und 10 Jahren. Schriftenreihe Umwelt Nr. 320. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (Hrsg.), CH-3003 Bern.
- FAT (2000): Neue Methodik für die Zentrale Auswertung von Buchhaltungsdaten an der FAT.. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, 8356 Tänikon. Schweiz.

## **Resumé zur Tagung “Schadstoffbilanzen – ein Instrument der Bodenschutzvorsorge“**

**Rainer Schulin**

Stoffbilanzierungen werden inzwischen vielerorts eingesetzt, um Schadstoffbelastungen von Böden abzuschätzen, zu beurteilen und zu analysieren. So einfach und einleuchtend die Methode in ihrem Grundprinzip ist, so schwierig und aufwendig ist auf der anderen Seite die Durchführung. Die für verschiedene Stoffflüsse verfügbaren Daten beziehen sich in der Regel auf unterschiedliche Räume, Perioden und Systemkompartimente, so dass Modellannahmen nötig sind, um sie auf das gleiche Bilanzierungssystem zu beziehen und Lücken zu füllen (Schulin, 1993). Die Tagung hat gezeigt, dass hier in den letzten Jahren grosse Fortschritte erzielt wurden und Schadstoffbilanzen ein wertvolles Instrument für den vorsorgenden Bodenschutz sein können, dass aber auch noch erhebliche Probleme bestehen.

So ist beispielsweise die Herkunft von bis zu 30% der mit Hofdünger in den Boden gelangenden Zinkeinträge unklar. Die Korrosion von verzinkten Metalloberflächen in Ställen leistet vermutlich einen wesentlichen Beitrag zu diesen Einträgen, kann den gesamten Fehlbetrag aber kaum erklären. Weiterhin ist auch über die kleinräumige Variabilität der atmosphärischen Deposition – nach wie vor ein wichtiger Pfad für den Eintrag von Schadstoffen in Landwirtschaftsböden – immer noch wenig bekannt. Die zur Verfügung stehenden Daten weisen darauf hin, dass sie beträchtlich sein kann.

Grosse Unsicherheiten bestehen auch bei den Schadstoffausträgen. In vielen Referaten wurde Erosion als möglicher Verlagerungsprozess angesprochen, mangels Daten aber in den Bilanzen nicht weiter berücksichtigt. In keinem Beitrag der Tagung wurde Stoffaustrag durch

präferenzielle Flüsse oder durch partikel- und kolloidgebundenen Transport thematisiert.

Der am besten erfasste Austragsprozess ist der Schwermetallexport mit dem Erntegut. Auch hier gibt es jedoch noch viele offene Fragen. So wird mangels entsprechender Daten die Tiefenverteilung der Schadstoffbelastung im Wurzelraum nicht berücksichtigt, obwohl sie bekanntermassen einen starken Einfluss auf Wurzelentwicklung und -aktivität und damit auf die Wasser- und Stoffaufnahme haben kann. Ein grundsätzliches Problem ist in diesem Zusammenhang die Abgrenzung des Bilanzierungskompartiments nach unten. In vielen Fällen wird es auf den durch die Pflugtiefe definierten Oberboden beschränkt, obwohl auch die Wurzeln von annualen Kulturpflanzen in den Unterboden hineinwachsen und Turbationsprozesse den Stoffaustausch zwischen Ober- und Unterboden stark beeinflussen können. Hinzu kommt, dass sich diese Grenze mit Veränderungen der Lagerungsdichte, d.h. durch Verdichtung oder Lockerung des Bodens, relativ zur Masse des Bodens verschiebt. Der Einfluss dieses Faktors auf eine Bilanz kann erheblich sein.

Die meisten Stoffflüsse werden durch Multiplikation eines kumulierten Güterflusses mit der mittleren Stoffkonzentration im entsprechenden Gut berechnet (beispielsweise der Stoffaustrag mit dem Erntegut oder die Auswaschung mit dem Sickerwasserfluss). Dieser Methode liegt die Annahme zugrunde, dass die miteinander multiplizierten Grössen statistisch unabhängig voneinander variieren. Ist diese Annahme nicht erfüllt, ergibt sich ein systematischer Fehler, der von der Grösse der Fluktuationen und der Stärke der Korrelation abhängt.

Auch die Vernachlässigung von Rückkopplungseffekten, z.B. zwischen Metall-Konzentrationen im Hofdünger und in Futterpflanzen, kann zu erheblichen systematischen Fehlern führen. Obwohl die Datenlage zu solchen Effekten noch schwach ist, zeigen Modellrechnungen doch, wie wichtig Fehlerrechnungen und Unsicherheitsanalysen bei solchen Stoffflussbilanzierungen sind. Mit dem heute

zur Verfügung stehenden Instrumentarium an Software sind solche Analysen einfach durchzuführen. Das Problem besteht primär darin, realistische Daten zur Variabilität der betrachteten Grössen zu finden oder sinnvolle Modellannahmen zu treffen, wenn solche Daten nicht in genügendem Masse verfügbar sind.

Eine theoretische Fehleranalyse und -diskussion ersetzt auf keinen Fall eine Validierung der getroffenen Modellannahmen. Ein entscheidendes Kriterium für die Validität einer Stoffflussbilanzierung ist die tatsächlich festzustellende Veränderung des betreffenden Stoffvorrats im Boden. Das Problem ist, dass sich solche Veränderungen in den meisten Fällen nur sehr langsam vollziehen und wegen der grossen räumlichen Variabilität über relativ kurze Perioden kaum oder nur mit sehr grossen Stichproben nachweisen lassen. Eine umso grössere Bedeutung kommt dem Prozessverständnis zu. In Bezug auf die Entwicklung, Validierung und Anwendung von prozessbezogenen dynamischen Stoffbilanzierungs-Modellen ist noch viel zu leisten.

Wertvolle Beiträge lieferte die Tagung auch zur Frage der Bewertung von Stoffbilanzen für den Bodenschutz. Bilanzen sind ein wesentliches Kriterium für die Beurteilung von Bodenbelastungen unter dem Aspekt der Nachhaltigkeit darstellen, dass eine ausgeglichene Bilanz allein aber nichts darüber besagt, ob die Belastung für den Boden auch tolerierbar ist. Die Verknüpfung von Stoffbilanzen mit Auswirkungen auf den Boden beinhaltet eine reihen noch nicht genügend ausdiskutierter bzw. unzureichend beantworteter Fragen: Welche Grössen, Szenarien und Endpunkte sollen für vergleichende Bewertungen gewählt werden? Wie können "wirksame" oder "bioverfügbare" Konzentrationen bilanziert oder aus Bilanzen abgeleitet werden?

Als Problem wurde in diesem Zusammenhang auch die Zuverlässigkeit und Vollständigkeit der für eine Risikobewertung zur Verfügung stehenden toxikologischen Datenbasis angesprochen. Hinzu kommt, dass zwischen Belastung und Wirkung grosse Verzögerungen

auftreten können. Stoffbilanzen sind wohl gut als Nachhaltigkeitsindikatoren geeignet, können beim derzeitigen Stand des Wissens aber nur mit grossen Einschränkungen als Risiko-Indikatoren interpretiert werden.

Eine Gefahr besteht bei der unkritischen Verwendung von Bilanzen als Instrument der Bodenschutzvorsorge darin, dass auf die Stoffe optimiert wird, für die eine ausreichende Datengrundlage vorhanden ist, und dass einem "Auffülldenken" Vorschub geleistet wird. Grossflächige Belastungen mit persistenten Schadstoffen sind kaum mehr rückgängig zu machen. In der Vergangenheit wurden die von Schadstoffen im Boden ausgehenden Gefahren wiederholt unterschätzt oder zunächst gänzlich übersehen. Vorsorge beinhaltet auch den vorsichtigen und vorbeugenden Umgang mit Situationen, die der Erfahrung nach Gefahren beinhalten können, auch wenn diese im konkreten Fall noch gar nicht erkannt sind.

#### Literatur:

Schulin, R. 1993. Contaminant mass balances in soil monitoring. In: R. Schulin, A. Desaules, R. Webster, and B. von Steiger (eds.), Soil Monitoring - Early Detection and Surveying of Soil Contamination and Degradation, Birkhäuser, Basel, pp. 55 - 70.

**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

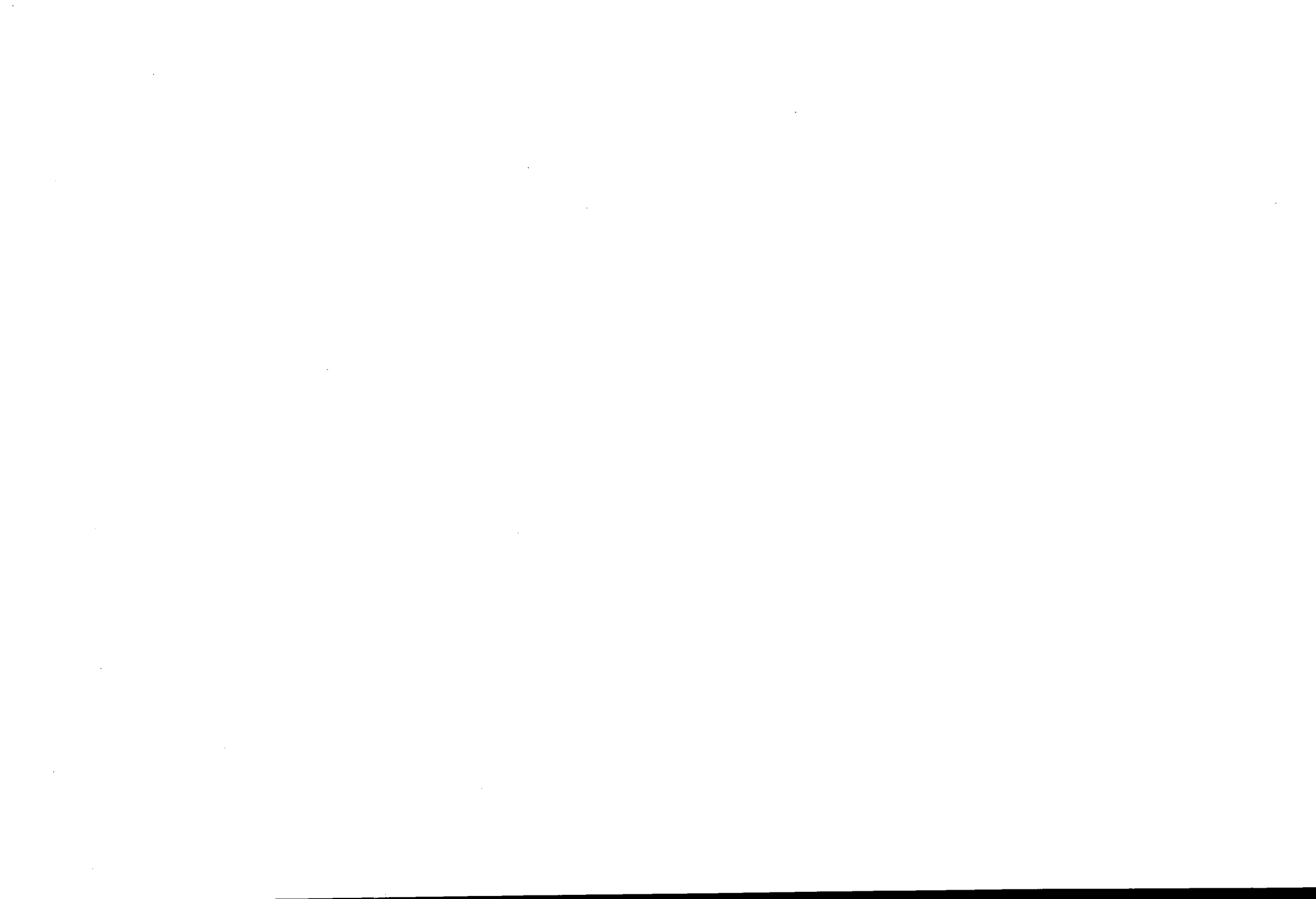
**Workshop AG Bodenökologie**

**„Agriculture in Northern Ecosystems – Effects of Global Change on Soil  
Ecological Processes“**

**02. bis 04. April 2003 in Vechta**

Band 101

2003



## Norwegian Agriculture and its Soil Related Challenges

Arnold Arnoldussen

### Norwegian Agriculture

The Norwegian government has an active policy to protect its agriculture. Reasons are food security, to keep a lively rural area and protection of cultural landscapes. You can find agriculture in all parts of the country, however in the mountains and the north the production circumstances are rather marginal. Climate condition is the most limiting factor. Table 1 gives the distribution of land types.

Table 1: Distribution of land types in Norway (% of total land area)

Land type	% of total land area
Mountains	48
Productive forest	22
Unproductive forest	15
Bogs and wetland	6
Lakes and glaciers	5
Agricultural land	3
Urban area	1

The variety of crops is limited. The main crops are grass production (6388 km<sup>2</sup>), cereal and oil seeds (3345 km<sup>2</sup>) and potatoes (149 km<sup>2</sup>).

The farms are generally small (table 2). The number of farms reduces each year by ca. 3%, but the total area agricultural land stays relatively stable. Agriculture is seen as the carrier of rural development and is the most important factor to keep marginal areas inhabited. Policy is to have in agriculture the same income development as in industry. This is only possible via a strong subsidisation of agriculture. National developments, WTO negotiations and the development of agriculture within the EU (CAP) will cause big changes.

The most important soil related challenges of Norwegian agriculture are soil erosion and winter injury in perennial grassland.

### Soil erosion

After World War II, agriculture became more intensive with the introduction of more efficient and heavy machinery, increased fertilization and new cropping systems. Agricultural fields were consolidated, small areas of semi-natural vegetation and field margins disappeared. In the 1950s Norwegian agriculture was restructured. Dairy farming was concentrated in the western and northwestern parts of the country. Arable farming was concentrated in the southeast. The consequence of this was that farms in the southeast had to shift to pure crop farming.

Table 2: Distribution of area per farm in 2002

Area per farm (ha)	Number of farms
0,5 – 5	9579
5,0 – 10,0	13868
10,0 – 20,0	19854
20,0 – 30,0	10270
30,0 – 50,0	5962
> 50,0	2021

Consequence of both processes was that land with a more limited crop production potential changed into arable farming land. During the 1980s the negative consequences of these changes became evident: increased erosion and pollution of rivers, lakes and drinking water sources by nitrogen and phosphorus. The algal catastrophe in 1988/89 led to the North Sea Declaration with the aim to reduce nutrient runoff to North Sea and Skagerrak. In Norway the reduction of erosion from agriculture was prioritised and a soil mapping program started and the Norwegian Soil Information System was developed. The USLE (Universal Soil Loss Equation) model was adapted to Norwegian conditions.

Based on soil data, erosion risk maps are produced. In order to reduce soil erosion, the government aims at reducing the autumn-ploughed acreage in regions susceptible to soil erosion. The farmers receive support for ploughing their land in spring. The level of support is related to the erosion risk level of the area involved. The regulation has led to a reduction of the runoff from agriculture of N and P with 26% respectively 19%. Today extra measurements are discussed (non-tillage systems, buffer zones) to improve the situation even more. Information on soil quality is needed to decide which measurements suits best.



### **Winter injury in perennial grasslands in Northern Norway**

Winter injury in perennial grassland cause regularly big economical losses in Northern Norway. Research results so far show that cropping stability is closely related to the soil and landscape parameters texture, drainage, content of organic matter and micro-relief, in addition to climatic conditions and cropping practice.

In regions with many temperature changes from below to above zero and back again, the snow melts and freezes again in lower lying areas. A massive ice layer may cover the grass and it dies because of poisoning by its assimilation products. The risk on winter injury is directly related to the natural drainage of the soil and the steepness of the slope.

The risk on winter injury is increasing with a decreasing natural drainage of the soil. With an increasing slope till 5% the risk on winter injury is decreasing, but is again increasing in the situation of slopes steeper than 5 %. With steep slopes the water runs faster downwards and the lower lying areas are not capable to handle this, resulting in the forming of ice layers on the grass. Winter injury is characteristic for fluvial deposits of silty to fine sandy soils, often with dense silty layers in the underground and a little developed A horizon.

Cropping practice is also an important factor influencing the risk on winter injury. Mechanization in agriculture causes soil compaction and in the situation of low organic matter content, the lack of earthworm activity and a silty texture the degree of drainage is decreasing fast. Land levelling operations caused that melting water is covering larger areas. The introduction of higher productive grass species/varieties caused also an increase of winter injury. These species have often not the ability to store extra nutrients to be used during unfavourable periods in winter.

Data from the Soil Information System are used to produce maps on the risk for winter injury. The maps can be used to take adequate measurements to reduce the risk and to establish a more sustainable agriculture.

### **Conclusion**

Due to internal and external changes, the situation of Norwegian agriculture will change considerably in future. The availability of soil data is needed to improve the sustainability and to reduce negative impact of agriculture on the environment. A sustainable production can only be realised in the situation that climate, soil conditions and farm management are in balance with each other.

## **RENMAN – an Integrative Study on Sustainable Management of Reindeer Herding in Northern Europe\***

Manfred Bölder

At the start of the 21<sup>st</sup> century there are well over half a million semi-domesticated reindeer living in northernmost Europe and adjacent northwest Russia. The animals have been integral components of the region's ecosystems since the last ice age. Reindeer herding is now in strong competition with other forms of land use in modern day Lapland, such as forestry, mining, hydropower and tourism. There is evidence that the landscapes have been significantly degraded in recent decades, probably due to changes in land use. Reindeer management as a form of ecosystem management has been rapidly evolving to meet the challenges of this modernity. Integrative studies between social sciences and natural sciences are generally promoted but they are still rare.

The Framework 5 of the European Community has funded this program and put efforts on interactions between scientists and the users of their results, i.e., applicability and implementation of research products in favour of a discrete region and its inhabitants. The project RENMAN ("The challenge of modernity in reindeer husbandry") looks for interactions between the men and environment by the disciplines sociology and anthropology, veterinary and human medicine, forestry and botany, soil science and soil microbiology. The overall aim of this project is the establishment of a management plan for successful and sustainable reindeer herding in northern Scandinavia.

The project works mainly at two different levels: Sociology and anthropology, which identifies themes and critical questions of the Sami's

cultural state, welfare and quality of life via questionnaires. On the other hand, natural and medical science investigate different kinds of impacts and concurrence between land use regimes, which are reindeer husbandry, tourist affairs or forest management. Results of these areas are put together and combine data of qualitative and quantitative issues. System analytical methods are combined with model application and participative scenarios.

Examples of first results are presented with emphasis on the approaches of different environmental items. The related work packages have chosen two areas for their field work, ones the forestry region around the village Vuotso with special conflicts of reindeer herding with forestry and tourism. The other site is more remote, close to the village Näkkälä at the border between Finland and Norway. Here, we have two different grazing patterns to compare, the year round used meadows in Finland and the winter pastures of Norway. These different systems of land use are separated by a fence. Both sides were sampled via a grid of sampling points, parameters describing the soil environment and its microbiological state as well as plant cover items were used to differentiate between them. Further, samplings of faeces were analysed for the most abundant enteric bacteria as well as for Cryptosporidiae. At the first glance, there are no harmful organisms in the faeces and in the soils. The modelling concentrates on the combination of qualitative data from questionnaires and the results from the various field investigations.

---

\* The presentation summarizes the project outline and mainly the preliminary results of the workpackages 5 (modelling) and 9 (soil science, soil biology and hygiene), which are located at Kiel University. More detailed descriptions of the project and about the actual state of the work packages can be obtained from the web site of the project (<http://www.urova.fi/home/renman>).

## **Land use in Northern Ecosystems of Russia and Consequences for Soils**

Sergey V. Goryachkin

More than 2/3 of Russian territory has mean annual temperature  $<0^{\circ}\text{C}$ . That is why Russians has the experience of agriculture in boreal and even arctic environment for several centuries – cattle bones are the typical findings in archeological sites of Spitsbergen and continental part of northern Russia. Now there are 3 main types of land use in Russian North: reindeer breeding, logging and agriculture in small areas.

Agriculture in high latitudes and permafrost-affected areas is mainly located in river valleys. There is a sequence of agricultural use of soils from south to north – 1) watershed and river valleys areas, 2) mainly river valleys and adjacent parts of watersheds and more productive soils out of river valleys (e.g. Rendzic Leptosols or Calcaric Cambisols), 3) only river terraces and floodplains, 4) only floodplains. The specialization of agriculture is the potato and fodder growing and dairy. The high level of organic amendments is necessary for both as the manure and warming of northern soils. Otherwise, even high input of mineral fertilizers does not result in increase of yields. The yield of potatoes is higher in several northern regions than average one in Russia – up to 13.3 t/ha via 10.7t/ha. The annual grass production is close to the national average, however the yields of perennials and grains are lower. As for dairy, the milk production in northern regions is usually higher – up to 3.33 t/cow via national average 2.16 t/cow.

The other source of agricultural lands in permafrost-affected areas in East Siberia and northern Far East are naturally or artificially-drained thermokarst lakes. The permafrost-free

soils with high organic matter content occur on bottoms of such lakes. It is possible to grow annual grasses and perennials in such locations for first decades before permafrost table coming upward and consequent degradation of soils and meadows. Yields are about 4-10t/ha in tundra environment of Chukotka peninsula and even higher in boreal Yakutia. The use of permafrost-affected soils has the problem related to 1.5-2.5 increase of active layers and development of such negative processes as thermokarst leading to worsening and then to the total destruction of agricultural fields.

Reindeer grazing is the most area-consuming landuse in northern regions of Russia. However the share of reindeer meat in total meat consumption in Russia is  $<1\%$ . Now it is the main occupation of indigenous people of the North. The shift of oil and natural gas mining northwards resulted in decrease of reindeer pastures areas and intensification of use of the rest. Thus, the degradation of vegetation and soils in northern regions is the real problem because of overgrazing. Both domestic and wild reindeers result in compaction and loose of organic matter of different soils in northern ecosystems of Russia.

Logging is also very widespread land use in boreal forests of Russia. During the Soviet era it was quite absolutely without care to environment. And a lot of compacted and disturbed soils is still remaining that worsen the conditions of forest vegetation restoration. Now it is changing for better in Russia, because of market economy and more strict environment standards. Anyway, logging together with consequent forest fires cause soil worsening, because of such processes as erosion and bogging development.

## Overview of the Effects of Global Climate Change at High Latitudes

John Kimble

When you look at the effect of climate change on agriculture at high latitudes, you need to have a broad view and consider agriculture to include crops as well as grazing and forestry. A holistic view is needed because it is necessary to look at the overall impact of changes on the whole environment, not just on small sections of it. Northern ecosystems are very fragile and, if there is warming, there may well be drastic changes in this area. At present, the limit of agriculture in North America is approximately 55° N Latitude while in Europe it is approximately 66° N Latitude. This northward shift of agriculture in Europe is a result of the warm ocean currents. However, some models suggest that, with climate warming, these currents may change and that, even with such warming, agriculture in Europe might shift southward because of cooling from a change in the ocean circulation.

In general, the major limitations to plant growth and agriculture are the low sun angle and cold temperatures as well as the fact that much of the area has a fairly low moisture supply. Much of Canada, Alaska and Northern Europe due to climate warming could be considered to be a desert and, when conventional climate models are used, the soils in much of this area fall into the aridic class (limited moisture). However, there is also low evaporation because of the lower solar inputs, so at the present time, these areas can be productive, but with increased evaporation these areas may lose their potential productivity. This may well change with warming; there would be an increase in the number of growing degree-days that is greater than the change in the frost-free period. Iceland may be a surrogate for other areas in the north, since it is well above what would be expected to be good agricultural land,

yet it does have a productive agriculture system. This is a result of the ocean currents. But it is, to an extent, a moisture limited and fragile ecosystem and in many areas there has been extreme erosion and land degradation. In fact, much what was once a productive system now looks like a desert. As much as two meters of soil has been lost as a result of overgrazing and cutting of trees. This very extensive degradation of the fragile northern ecosystem may be a harbinger of changes that could take place in other areas at high latitudes if the land is not managed correctly.

Climate change may lead to changes in crops and weather patterns as you go northward. There may be increased CO<sub>2</sub> fertilization, emission of nitrous oxides, changes in the need for irrigation, and a need for better fertilization. During the 20<sup>th</sup> century, annual temperature in North America increased by about 0.6° C, with most of that change occurring in the later part of the century. Many of the general circulation models (GCMs) predict that the average annual air temperature will increase as much as 3.5° C over the next 100 years. Along with this, it is suggested that an increase in storm intensity (more rainfall in shorter periods) will occur. In addition, it is predicted that, with warming, there will be increased evaporation so that the end result could be both more flooding and very dry conditions (drought).

Agriculture systems will likely adapt as new crops and crop varieties are introduced, but natural systems may become much more vulnerable to the effects of warming. It must also be kept in mind that many of the areas in the north have very poor soils (shallow and rocky). For example, in North America there are some indications that the Corn Belt could move northward into eastern Canada and model predictions do show the area as having the potential for crops (more degree days, a longer frost-free period and more rainfall). However, most of the soils fall within the Canadian Shield, where the productive soil was lost when the area was glaciated. The point here is that agriculture is dependent on productive soil, not just moisture and temperature, and this seems to be forgotten at times. Yes, agriculture systems can adapt, new crops varieties can be developed and, with

management (more irrigation), these systems are more robust than natural ecosystems. But, again, the overall ecosystem must be considered, not just agriculture. There may be major changes in stream flows, coastal areas may be flooded, and native plants and animal communities may be lost. One example is the caribou. The treeline may move northward leading to loss of tundra. If this were coupled with an increase in snow pack, it would become much harder for caribou to find food in the winter, leading to a decrease in the size of reindeer and caribou herds.

There is expected to be an increase in overall forest productivity, with one of the major effects being increased growth because of CO<sub>2</sub> fertilization. The net result of this, coupled with an increased number of growing degree days, would be more tree growth. However, the effect of CO<sub>2</sub> fertilization may well decrease over time. The hardwood belt is expected to shift to the north, but, at the same time as such changes take place, these areas will become more susceptible to fire and pests.

Increased temperatures at the high latitudes will lead to increased thawing of the permafrost, damaging roads, buildings, and even forests and agriculture lands. The loss of permafrost could even amplify climate warming, increasing soil weathering. The result would be a major change in the overall energy balance.

The food supply is not expected to decrease since there is expected to be an increased area in which agricultural production can be sustained. There will be a change in cropping patterns, however, as well as a much greater loss of species diversity and biodiversity. Another problem is the economics of crop production in areas that are now far from markets with very little of the infrastructure needed to support agriculture systems. Thawing of the permafrost may greatly increase emission of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>. In addition, there will be more thermokarst formation and drier soils as evaporation increases.

The areas most sensitive to change are southern portions of Canada, the north central United States, part of Alaska, northern Europe, some of the southern parts of the former Soviet Union

(FSU) and areas in the Manchurian plains of China. Climate warming will change the soils and may increase food production, but it will also decrease biodiversity and cause extensive overall degradation of the very fragile landscapes that exist at high latitudes. In addition, with such warming the problems with pests may well increase in areas where cold temperatures now help to control these pests (the greatest warming is expected in the winter). Yes, agriculture can and will adapt as it always has, but can the overall ecosystem? Currently, we do not yet know the answer to that question.

## Cultivation of Tundra Soils in the European Russian Arctic and Soil Sensitivity to Changes in Land Use

G. Mazhitova & I. Arhegova

There are few examples of cultivation of upland tundra soils in Russia. For a long time, dairy husbandry accompanied with forage production was considered expedient around large cities located in the Far North. The city of Vorkuta (pop. 168,900 in 2001) is a centre of a large coal basin developed since the 1930s. Cultivation of upland tundra soils around the city had started in the late 1950s, and in the 1960s several thousand hectares of perennial grasslands were established. The recent economic downturn caused partial abandonment of the cultivated lands.

Vorkuta (67°31'N, 64°01'E) is located in the East-European Russian Arctic. MAAT (1947-2002) is  $-5.9^{\circ}\text{C}$  and precipitation is 550 mm. Permafrost with temperatures from  $-0.5$  to  $-1.5^{\circ}\text{C}$  covers about 50% of the terrain. Permafrost-free sites are occupied with shrubs. Natural grasslands are rare outside floodplains. Annual crops proved unable to produce stable yields in the upland tundra. Establishing perennial grasslands sown with local species (mostly *Poa pratensis* and *Alopecurus pratensis*) was found to be the most efficient way to produce forage. The Komi Science Centre monitored two grasslands since their establishment; the grasslands are now 45 and 37 year old. Monitored items include plant composition, yields and soil properties. Water and temperature regimes of cultivated soils and their virgin analogues were studied in the 1980s, however, mostly summer indexes were determined. Recently, a round-year study of these soils thermal regimes was conducted, simultaneously with a study of tundra self-restoration in abandoned grasslands. Impetus for the letter study was provided by land reclamation needs, especially, in oil and gas fields currently booming in the region.

Establishing perennial grasslands is a part of the reclamation technique; if there is no need in forage, in a few years grassland maintenance is ceased and tundra is let to restore. To study the tundra self-restoration, five sites were chosen: grassland, three intermediate succession stages, and a virgin tundra control. The intermediate stages do not form a chronosequence in a strict sense, however, can be arranged in a sequence in accordance with shrub coverage. The time passed since grassland abandonment varies from 10 to 30 years at these sites. Temperatures were recorded with the use of miniature Onset loggers. Soil chemical analyses were conducted according to Russian standards, which are slightly different from the international standards.

Dystric-Stagnic Cambisols or, rarer, Gelic-Histic Gleysols were usually chosen for cultivation. Cryosols were avoided. Primary cultivation started with rototilling conducted in different directions to provide for disintegration of shrubs and mixing their residues, as well as a soil organic horizon, with the thixotropic Bg horizon. Manure ( $80-100\text{ t ha}^{-1}$ ), lime ( $8-10\text{ t ha}^{-1}$ ) and a complete inorganic fertiliser ( $60-120\text{ kg ha}^{-1}$  of primary nutrient) were applied during the primary cultivation. Later on, a nitrogen fertiliser was applied annually, and, every two or three years, P and K were added. Grazing usually followed annual harvesting. Yields varied from  $0.8$  to  $4.5\text{ t ha}^{-1}$ , with the average around  $2.0-2.5\text{ t ha}^{-1}$  (air dry green material).

In about 15 years after primary cultivation, stable perennial grassland and a soddy soil Ap horizon up to 14 cm thick were formed. Later on, the Ap thickness did not increase, however, carbon content in it continued to gradually increase. In 37 years monitored grassland developed an Ap which had a carbon content approaching closely the lower limit of the organic soil material. Abandoned grasslands rapidly overgrow with willow and loose soil carbon. After a decade or two, dwarf birch, which is more common for virgin communities, replaces willow, however, Histic or a shallower organic horizon characteristic of virgin soils is not formed in 30 years (no further observations are available). The changes in soil morphology do not lead to changes in soil classification, which remains the same for cultivated, succession and virgin soils.

The Ap preserves the acid nature characteristic of virgin soils. A trend to increased pH values in the Ap is observed, however, its statistical significance is not confirmed. Changes in total acidity, exchangeable cations, nutrient contents etc. are discontinuous and inconclusive.

Tundra soil thermal regimes are highly sensitive to the changes in land use. The only author who directly monitored permafrost behaviour

grassland soil were well below 0°C (around -2°C) and close to those in the soils shallow over permafrost (-1.6...-2.9°C). After grassland abandoning, MAST and winter regime change abruptly in few years and turn similar to those of virgin permafrost-free soils. The summer regime became warmer than that in the virgin permafrost-free soils, and the difference persists for two decades. However, all changes in the summer regime related to land use are an order

Table 1: Comparison of selected soil climate indexes in cultivated and virgin tundra soils.

<i>Index</i>	<i>Cultivated soil (permafrost-free)</i>	<i>Permafrost-free tundra soil</i>	<i>Permafrost-affected tundra soil</i>
Snow depth, cm	40-50	78-112	35-45
MAST, °C, 50 cm	-1.9...-2.1	1.6...2.1	-1.6...-2.9
Min temp., °C, 20 cm	-8.7...-16.0	-2.3...-3.3	-14.4...-15.3
SDD (<0°C), 20 cm	-577...-1529	-145...-187	-1406...-1650
SDD (>0°C), 20 cm	598-694	594-710	160-240
SDD (>10°C), 20 cm	0-82	0	0
Depth of seasonal freezing, cm	140-160	100-125	not applicable
Depth of seasonal thaw, cm	not applicable	not applicable	63-67
Duration of the period with temp. <0°C at 20 cm depth	234-248	143-231	220-250

following cultivation, Shamanova, reported in 1970 the permafrost downward retreat from 120 to 230 cm in six years. The measurements were made in an experimental field sown with annual crops. In a more common situation of a non-permafrost soil cultivation, changes in temperature regimes have never been monitored directly. Our study of a permafrost-free 37-year-old grassland showed that its thermal regime, which should be in equilibrium with the modern climate, had no analogues among virgin soils (Table1). Soil "thermal continentality" increased following cultivation. A winter regime (1996-1999) was similar to that of the mineral soils shallowest over permafrost, whereas a summer regime approached that of the warmest permafrost-free soils of the area. MASTs in the

of magnitude smaller than changes in winter regime. The abrupt changes in winter regimes following grassland establishment/abandoning are mostly related to snow thickness, which, in turn, changes abruptly following tall shrub deletion/establishment.

Thus, winter and annual soil temperature indexes, and a carbon content in the upper soil horizon are most sensitive to changes in land use. Summer temperature regime is much less sensitive, and many soil chemical properties do not respond consistently to changes in land use. Soil horizons below the main rooting zone are slightly affected by the considered changes in land use.

## **Agriculture Development and Soil Management in Subarctic Alaska**

Chien-Lu Ping

Alaska is resource rich but relies on long shipping line for food supply from the continental US. Thus the state decided to use the windfall oil tax collected by the state following the oil discovery in 1969 on the Arctic Coast and the construction of the Trans-Alaska oil pipeline in the 70's to develop agricultural industry for self reliance. Between 1976 and 1985 the state disposed 1.2 million hectares of public lands to private ownership for farming. Based on soil surveys, the soils and climate conditions of southcentral and interior Alaska were found favorable for agricultural development.

Southcentral Alaska is in an area with sporadic permafrost and has less concern of erosion. Interior Alaska is in the zone of discontinuous permafrost and the thawing of permafrost may cause soil management problems. The major agricultural area in the Interior, totaling 80,000 hectares, is near the town Delta, 150 km southeast of Fairbanks. The area is characterized by a broad outwash plain with 0.3% slope dipping northeastward. The outwash plain is of Late-Pleistocene and has a mean elevation of 400 m. The soil formed in loess deposit over gravelly outwash the thickness of the loess cap ranges from 50 to 150 cm. White spruce (*Picea glauca*) dominates the well-drained uplands and black spruce (*Picea mariana*) dominates the poorly-drained lowlands and depressions. The average thickness of the permafrost is about 2 meters including the lower portion of the loess deposit and the upper part of the very gravelly sand substratum. The Delta area is located between Latitudes 63°50' - 64°10' N, the long summer daylights compensate for the short growing

season. The frost-free period averages 107 days and the growing-degree days averaged 1200 based on 30 years of record. The annual precipitation is 260 mm with 180 mm as mid- to late summer storms. The mean annual air, mean January and mean July temperatures are - 2.2°C, - 23.3 °C and 15.5 °C, respectively. The mean annual soil temperature ranges from - 0.5 to - 1.5 °C under native forest and 2 to 3 °C in cleared fields.

The standard practice of land clearing was to bulldoze the spruce forest into burn piles thus expose the mineral soils. The soils warmed up after land clearing due to loss of the shadings from the forest and the insulation from the organic horizons. Land clearing raised some concern in the interior Alaska where there is deep loess with high ice content, such as ice wedges and ice lens. The land surface became hummocky due to settling after the permafrost thawed. However in the Delta area, the permafrost usually thawed within 3 years and the excess water drained through the porous gravelly substratum, thus the soils became well-drained. The well-drained soils under white spruce showed evidence of leaching and weathering: acidic reaction, with base saturation being less than 50% and pale brown B horizons. The organic layers generally are less than 10 cm thick and consist of Oi and Oe horizons. The soils are classified as Typic Dystricrepts (Soil Taxonomy) and Dystric Cambisols (WRB). Soils formed under black spruce forest have organic layers ranging from 15 to 25 cm consisting Oi, Oe and Oa horizons. Besides organic carbon accumulation, these soils have strongly expressed redoximorphic features due to reduced conditions caused by saturation above the permafrost table. These poorly drained and permafrost affected soils are classified as Histic Aquorthels (Soil Taxonomy) and Histic Cryosols (WRB).

In the white spruce sites, the total pedon organic carbon stores range from 8 to 10 kg C m<sup>-2</sup> with 30% in the organic horizons. Whereas in the black spruce sites, the total pedon carbon stores range from 30 to 40 kg C m<sup>-2</sup> with 55% in the organic horizons. Therefore, 30-50% of the stored organic carbon of these boreal forest soils are lost through land clearing. These soils have a silt loam texture. Due to the loss of protection from surface organic



horizon, low organic matter contents in the mineral soils and the lack of aggregates, these soils are highly susceptible to wind and water erosion. Early summer drought is also a concern due to increased evaporation in cleared fields. Therefore optimal management practices were introduced to overcome these problems. The use of minimum tillage and conservative of crop residue would reduce wind erosion and increase soil moisture. Some fields were changed to pasture and hay to reduce erosion. The Conservation Reserve Program was introduced to maintain perennial grass that resulted in an increased SOM level and moisture storage. Irrigation system were established for row crops such as lettuce and carrots.

The original intent of the Delta agricultural project was to develop an exporting market for barley but it turned out not economical due to low price of barley in the world market. Thus most of the barley and oats grown in Delta project are for in-state consumption. In addition to cereal grains, the farmers have diversified the crops to include potatoes and vegetables, dairy farms and live-stocks. Due to the long summer days, most row crops have yields higher than the mid-latitude regions. Most of the produce are for local and in-state market and some are successful in exporting, especially grass seeds and potatoes.

## The Effect of Climate Change on Northern Agriculture in Canada

Charles Tarnocai

### Introduction

The effect of climate change on agriculture was evaluated for the Yukon and the Mackenzie River Valley, N.W.T. Both of these areas are situated north of latitude 60° in northwestern Canada. It is estimated that 700,000 ha of land in the Yukon and about 3 million ha in the Mackenzie River Valley have potential for agricultural production. Assessment of the land for agricultural use usually considers soils, landscape properties and climate. Climate is the main limiting factor for agricultural production when it results in a growing season that is too cool and short to support the production of most common field and horticultural crops (Tarnocai et al. 1988, Brklacich and Tarnocai 1991). Currently, all of this land has class 5 to 7 agricultural capability. Class 5 lands are best suited for production of forage crops and cold-hardy vegetables while those with class 6 and 7 are unsuitable for agriculture.

It has been estimated that doubling of the CO<sub>2</sub> content of the atmosphere could cause the mean annual air temperature to rise 3–5° C, with increases of 4–10° C in winter temperatures and 2–3° C in summer temperatures. In addition, a 20–30% increase in annual precipitation has been predicted (Houghton et al. 1996).

This paper provides a preliminary assessment of the possible impact of global warming on the agroclimatic potential of these two regions.

### Methods

The analysis employs the Eley and Findlay (1977) agroclimatic interpretation scheme to determine the

agricultural capability for current conditions (1x CO<sub>2</sub>) and for a predicted 2x CO<sub>2</sub> climate. The current climatic data were derived from long-term weather data provided by Atmospheric Environment Service (1982). The climate-warming scenario is derived from the Goddard Institute for Space Studies (GISS) general circulation model. Using these data sources, agricultural capabilities were determined for both the 1x CO<sub>2</sub> and 2x CO<sub>2</sub> climates by calculating the following parameters:

1. Mean summer temperature (MST)
2. Frost-free period (FFP)
3. Total precipitation for the frost-free period ((P)
4. Growing degree days >5°C during frost-free period (GDD)
5. Soil moisture deficit during the frost-free period (SMD) (SMD = P - potential evapotranspiration)

### Results

The climatic parameters used to determine agricultural capabilities for the 1x CO<sub>2</sub> and 2x CO<sub>2</sub> environments in the Yukon and Mackenzie River Valley are given in Tables 1 and 2, respectively.

Table 1. Effect of climate warming on agricultural capabilities in the Whitehorse and Dawson City areas of the Yukon.

Agroclimatic properties	Whitehorse area		Dawson City area		
	1x CO <sub>2</sub>	2x CO <sub>2</sub>	1x CO <sub>2</sub>	2x CO <sub>2</sub>	
MST (°C)	13.2	14.7	14.2	16.1	
FFP (days)	80	122	82	121	
P (mm)	88.9	152	110	202	
GDD	806	1282	944	1440	
SMD (mm)	219	383	167	266	
Agricultural capability	Rain fed	5	2	4	1
	Irrigated	5	5	4	3

The projected warming would have a favourable impact on Yukon agriculture, but increased aridity would make irrigation necessary. With such irrigation, however, production of grain and warm

Table 2. Effect of climate warming on agricultural capabilities in the Mackenzie River Valley.

Agro-climatic properties		Lower		Central		Upper	
		1x CO <sub>2</sub>	2x CO <sub>2</sub>	1x CO <sub>2</sub>	2x CO <sub>2</sub>	1x CO <sub>2</sub>	2x CO <sub>2</sub>
MST (°C)		13.0	14.8	14.4	15.7	14.9	16.5
FFP (days)		62	87	95	127	106	133
P (mm)		62	143	151	232	157	220
GDD		535	955	917	1403	1109	1575
SMD (mm)		168	242	244	323	267	345
Agricultural capability	Rain fed	6	5	5	1	3-4	1
	Irrigated	6	5	5	5	4	5

season vegetables (even corn) would then be possible in a number of locations.

Under a 2x CO<sub>2</sub> climate, warming would be insufficient to support commercial agriculture in the lower Mackenzie River Valley. In the central and upper part of the valley, however, there would be sufficient warming for agriculture, but increased aridity would make irrigation necessary. With such irrigation, production of grain and warm season vegetables would then be possible in a number of locations.

**References**

Atmospheric Environment Service. 1982. Canadian climate normals, temperature and precipitation: the Yukon Territory and Northwest Territories. Environment Canada, Downsview, Ontario. 55 p.

Brklacich, M. and C. Tarnocai. 1991. Agricultural potential and climate change in the Mackenzie Valley. p. 83-90 in: G. Wall and L. Weber (eds.), Proceedings of the Fourth Meeting on Northern Climate, Yellowknife, N.W.T., Oct. 17-18, 1990. Canadian Climate Program, Environment Canada, Toronto.

Eley, F.J. and B.F. Findlay. 1977. Agroclimatic capability of southern Yukon and the Mackenzie District of N.W.T. Atmospheric Environment Service, Meteorological Services Branch, Environment Canada, Toronto. 97 p.

Houghton, J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callandar, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds.). 1996. Technical summary. In: Climate change 1995. Contribution of WGI to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press. 572 p.

Tarnocai, C., C.A.S. Smith and D. Beckman. 1988. Agricultural potential and climate change in the Yukon. Canadian Climate Program, Proceedings of the Third Meeting on Northern Climate, Atmospheric Environment Service, Environment Canada and Northern Affairs Program, Department of Indian Affairs and Northern Development.

## Contribution of Drainage and Cultivation in Acidification of Histosols in the Black Schist Area, Eastern Finland

Marja Liisa Räisänen

The present study was carried out in the cultivated area of the Niittyjärvi catchment, eastern Finland in 1998-1999. Quaternary deposits of the study area consist of peat soils (bog) and fine-grained glaciolacustrine sediments in the valley of the Niittyjärvi Lake, and glaciofluvial (silt, sand) and glacial sediments (till) in hilly sites. The underlying crystalline bedrock contains granitoid rocks with interlayers of mica and Fe sulphide bearing black schists. The Niittyjärvi Lake is eutrophic lake with rich biota. The target of the study was to examine the bioavailability of nutrients and soil acidity in the cultivated Histosols.

Peat soil samples from plough, subsoil and parent soil layers were taken at 7 sites. Eight mineral soil profiles (silt, till) were sampled similarly and used here as comparative profiles. For chemical analysis, peat samples were air-dried and homogenized with an uncontaminated Moulinex cutter. Air-dried mineral soil samples were sieved to the <2.0 mm fraction. Soil pH was measured with the dilute  $\text{CaCl}_2$  extraction method using soil:solution ratio 1:10. Elements in the bioavailable fraction (easily leachable and exchangeable) were determined with acid (pH 4.5)  $\text{NH}_4$  acetate extraction method and elements bound in organic complexes with acid (pH 3.5)  $\text{NH}_4$  acetate extraction method with addition of EDTA (Räisänen et al. 1992). Element concentrations in the both supernatants were measured with ICP-AES technique. Total concentrations of 25 elements were analysed with conc. nitric acid digestion method assisted with microwave by using ICP-AES. The pH data revealed intensive acidification in the bottom soil layer of Histosols (Fig. 1). In peat profiles, mean value of pH was 5.3 in the plough layer, 3.9 in the subsoil layer and 1.7 in the parent soil, and for instance in silt soil profiles, 5.0, 4.8 and

4.6, respectively. Concentrations of bioavailable nutrients, except for S, were greatest in the plough layer and decreased downward in the both peat and mineral soil profiles. The difference between the topmost and bottom layers was more clearly seen in the total than bioavailable concentrations, especially for Fe and S in peat soils (Table 1). The exception was phosphorus, of which the bioavailability was small both in peat and mineral soil layers, but its total concentration was considerably greater in peat than mineral soils, especially in plough layer (Table 1).

Table 1. Total mean concentrations of Al, Fe, S, P, Mn, Cu, Ni and Zn in the plough, subsoil and parent soil layers of cultivated Histosols at Niittyjärvi, eastern Finland.

		Plough (Ap)	Subsoil	Parent soil
Al	mg/kg	6700	5300	3000
Fe	mg/kg	17000	15200	58600
S	mg/kg	2600	6100	52200
P	mg/kg	1000	560	200
Mn	mg/kg	130	80	90
Cu	mg/kg	30	40	10
Ni	mg/kg	10	10	30
Zn	mg/kg	40	30	70

It is concluded that drainage and cultivation of peat soils have led in oxidation of iron sulphides in lower peat layers and in the consequence of that soil acidification has accelerated (Fig. 1). On the other hand, the acidification has induced fixation of P and S fertilizer in non-available form and enrichment of Fe and Al in the plough layer (Table 1 and Fig. 2). Speciation data suggested that phosphorus is fixed rather with organo-Fe complexes than Al oxyhydroxides. Moreover, liming has retarded the acidification of the plough layer, but it has less influenced on acidification of lower soil layers. On the contrary, liming seems to promote the fixation of P.

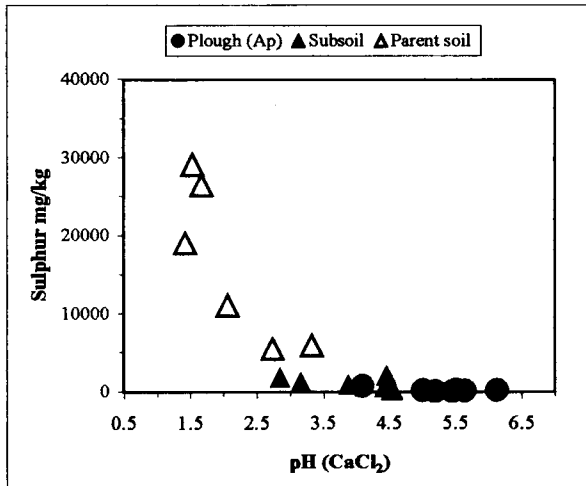


Fig. 1. The distribution of bioavailable S (mg/kg) and pH in the plough, subsoil and parent soil layer of Histosols at Niittyjärvi, eastern Finland.

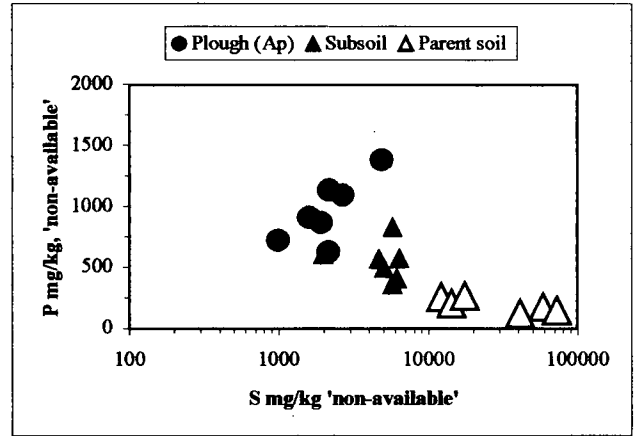


Fig. 2. The distribution of non-available P and S (mg/kg) in the plough, subsoil and parent soil layer of Histosols at Niittyjärvi, eastern Finland. Key for non-available = Total concentration - bioavailable concentration.

**References:**

Räisänen, M. L., Hämäläinen, L. and Westerberg, L. M. 1992. Selective extraction and determination of metals in organic stream sediments. *Analyst* 117, 623-627.

# Sensitivity of Canadian Peatlands to Climate Change

Charles Tarnocai

## Introduction

Peatlands, which are dominant features of the Canadian landscape, cover approximately 1056 x 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>, or 14% of the landmass (Tarnocai et al. 2000). Approximately 442 x 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup>, or 42% of these peatlands, are perennially frozen. Because of the large area they cover and their high organic carbon content, these peatlands contain approximately 155 Gt of carbon, which is about 59% of the organic carbon stored in all Canadian soils (Tarnocai et al. 2000, Tarnocai, 1998).

Under the current climate change scenario (2x CO<sub>2</sub>), the average annual air temperature in Canada could increase 1.5–5°C (Houghton et al. 1996). The greatest temperature increase is predicted to occur in the northern latitudes, where most of these peatlands occur. In peatlands, this temperature increase is expected to result in changes in hydrology (drying), an increase in wildfires (frequency and extent), increased decomposition, carbon accumulation, changes in plant communities, an increase in peat formation (in the Arctic), and permafrost degradation (Gorham 1991, Zoltai 1994).

This paper provides information on both the effect of climate warming on peatland distribution and organic carbon dynamics.

## Methods

A model for estimating peatland sensitivity to climate warming was developed using current climate (1x CO<sub>2</sub>), vegetation and permafrost together with the changes expected in a 2x CO<sub>2</sub> environment (Kettles and Tarnocai 1999). The data generated by this model was used to generate a peatland sensitivity map. Using GIS techniques,

this map was overlaid on the peatland map of Canada to determine both the sensitivity ratings of various peatland areas and the associated organic carbon masses.

## Results

Calculations using these methods showed that approximately 60% of the total area of Canadian peatlands and 53% of the organic carbon in these peatlands is expected to be severely to extremely severely affected. In addition, 41% of the unfrozen and 79% of the frozen peatlands will also be affected (Figure 1).

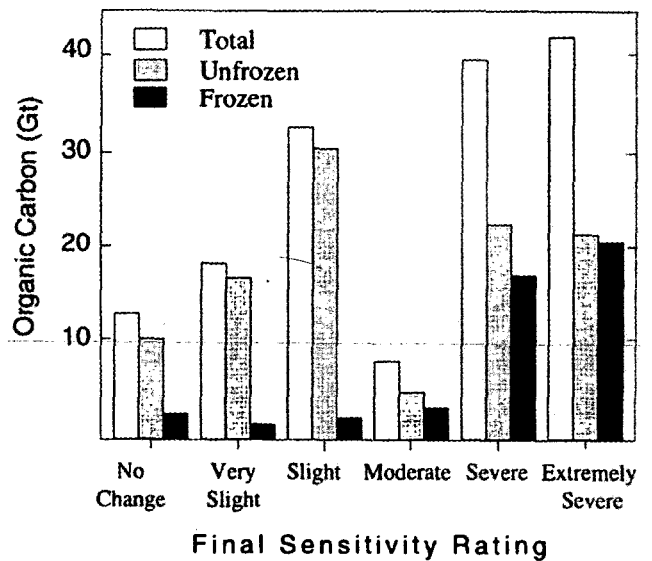


Figure 1: Organic carbon mass, by sensitivity rating, in perennially frozen and unfrozen peatlands in Canada. Total organic carbon mass for all peatlands in Canada is estimated to be 154 Gt.

The extensive peatlands in the Boreal and Subarctic regions are expected to be strongly effected by climate warming. In the Boreal region, 50% of the 89 Gt of organic carbon in these peatlands and 58% of the approximately 725 x 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup> of peatlands are considered likely to be severely to extremely severely affected (Figure 2). In the Subarctic region, 66% of the 53 Gt of organic carbon in these peatlands and 78% of the approximately 393 x 10<sup>3</sup> km<sup>2</sup> of peatlands are considered likely to be severely to extremely severely affected (Figure 2). The schematic diagram in Figure 3 shows the expected changes in severely to extremely severely affected perennially frozen and unfrozen peatlands. Frozen peatlands, because of melting of the high

Agriculture and Agri-Food Canada  
Research Branch (ECORC)  
K.W. Neatby Building, Rm. 1135  
960 Carling Avenue  
Ottawa, Canada, K1A 0C6  
email: tarnocai@agr.gc.ca

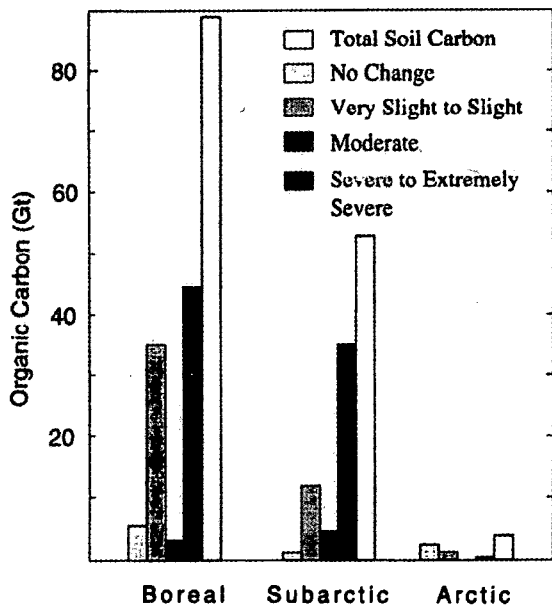


Figure 2: Total organic carbon in peatlands, by sensitivity ratings, in the Boreal, Subarctic and Arctic.

amounts of ice they contain, are mainly subject to anaerobic decomposition and CH<sub>4</sub> production. In addition, it is possible that there may be increased peat development because of higher temperatures and elevated CO<sub>2</sub> levels.

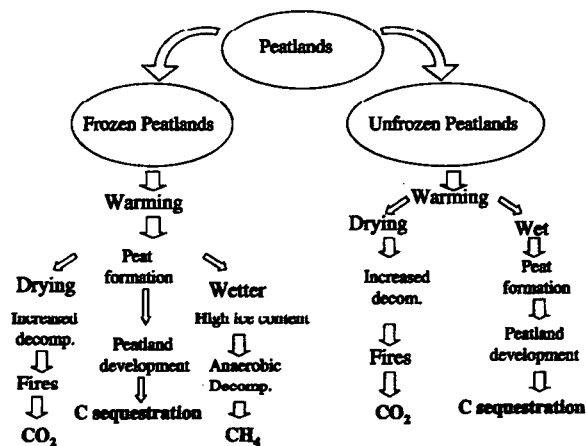


Figure 3. The effect of climate warming on severely to extremely severely affected peatlands and the various processes and products of these processes for perennially frozen and unfrozen peatlands.

## References

Gorham, E. 1991. Northern peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications*, 1:182-195.

Houghton, J.T., L.G. Meira Filho, B.A. Callandar, N. Harris, A. Kattenberg and K. Maskell (eds.). 1996. Technical summary. In: *Climate change 1995. Contribution of WGI to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. 572 p.

Kettles, I.M. and C. Tarnocai. 1999. Development of a model for estimating the sensitivity of Canadian peatlands to climate warming. *Geographie physique et Quaternaire*, 53: 323-338.

Tarnocai, C. 1998. The amount of organic carbon in various soil orders and ecological provinces in Canada. In: R. Lal, J.M. Kimble, R.L.F. Follett and B.A. Stewart (eds.), *Soil Processes and the Carbon Cycle*. Advances in Soil Science, CRC Press, New York, pp. 81-92.

Tarnocai, C., I.M. Kettles and B. Lacelle. 2000. Peatlands of Canada digital database. Geological Survey of Canada, Ottawa, Open File 3834. (database)

Zoltai, S.C. 1994. Impact of climate change on Canadian peatlands. In: A. Grunig (ed.), *Mires and Man*. Swiss Federal Institute for Frost, Snow and Landscape Research, Birmensdorf.

## **Changes of Vegetation and Environment at the Laptev-Sea Coast in Northern Siberia during the Late Quaternary Reconstructed by Means of Plant Macroremains.**

Frank Kienast

The Arctic was exposed to dramatic environmental changes during the Quaternary. It is possible to detect the biological effects of these changes in terrestrial arctic ecosystems using bioindication by vascular plants. The results of studies about changes of structure and dynamic of plant communities in arctic Siberia during the Late Quaternary are introduced. We reconstructed the composition of plant communities in different time slots from botanical macrofossil assemblages preserved in permafrost sequences in Northern Siberia.

The studies have been carried out at the Bykovsky Peninsula southeast of the Lena-Delta. The study area is situated directly at the Laptev-Sea coast today. But the location was far inland during the last glaciation of the northern hemisphere due to the marine regression. The Laptev-Sea level fell down to 120-135 m beneath its present-day level. Its coast shifted consequently northward several hundred km.

The permafrost sequence investigated is outcropped along a cliff line, which is up to 40 m high. It was made accessible for sampling by thermal erosion and wave action. The outcrop consists of several subprofiles. These so called thermokarst mounds represent the sediments, which were accumulated in the former polygonal depressions after the thawing of the ice wedges walling them. The sediment-blocks are very rich in fossil seeds. Due to the freezing of the plant remains simultaneous with their accumulation they are normally very well preserved. The Thermokarst mounds were sampled for several studies, which were carried out within the multidisciplinary project, named „Palaeoclimatic signals from ice rich Permafrost“. A detailed age model was constituted based on radiocarbon data both conventional and AMS. According to this the investigated permafrost sequence was deposited continuously since about 60 000 years bp and is hence an excellent archive of the Late Quaternary history of vegetation and climate. 18 samples from different thermokarst mounds were sieved. Plant remains were picked and

identified to the lowest taxonomical level possible and counted. The palaeoecological interpretation of the species spectra obtained from each sample based on the ecological requirements of the species, which are represented by habitat descriptions on the one hand and by a classification into a plant community on the other hand.

The composition of late Pleistocene species spectra was significantly different from the Holocene one. Thus it was possible to distinguish two vegetation complexes. The late Pleistocene vegetation complex includes 6 different plant communities, which are introduced in order of their spatial appearance, beginning in the depressions and ending at the top of slopes.

**Freshwater aquatic vegetation:** All aquatic species found in the section occur at shallow freshwater sites, which are characterized firstly by frequent disturbances and secondly by fluctuating salt concentrations. Both phenomena appear at impermanent waters, frequently drying out during the summer under arid climate conditions. The most important indication of the aquatics concerning the palaeoclimate is made by their temperature requirements. The northernmost distribution of most species listed here is situated within the boreal zone today. They thus require relatively high water temperature.

The littoral vegetation consists of pioneer species, which colonize moist soils in the range of fluctuating water levels at shores of shallow, contracting lakes and depressions in the landscape, uncovered by perennial plants in arid climates. Its occurrence indicates temporary running dry of the small, shallow polygonal melting water pools in the course of summer. Some of the proven species are more or less salt-tolerant. Salt accumulation at the surface due to groundwater evaporation under arid conditions is therefore indicated.

Saline meadows occur in floodplains of river valleys and lake basins with a strongly changing groundwater table and salt accumulation at the surface due to the evaporation of the groundwater. This community develops under regularly recurring grazing in Mongolia and Central Siberia. In these regions the highly productive community is one of the most important pastures especially in mountain regions. The frequently proven *Carex duriuscula* is indicative of a degraded facies of that community. It leads over to steppe vegetation where it is also representative of the



degradation facies of northeast Asian steppes. In Mongolia this rather species-poor facies indicates degradation of steppe by overgrazing or trampling.

*Kobresia* meadows represent the perennial vegetation at dry, exposed, snow less sites in continental regions of the Arctic and the alpine belt of mountains. They are extremely frost resistant and are adapted to extreme seasonal temperature fluctuations.

The most species proved in the late Pleistocene part of the sequence belong to communities of open pioneer communities of the Arctic and the alpine belt of mountains on dry, immature mineral soils. They occur at sites, which are characterized by frequent disturbances caused by deflation. This plant grouping appears under dry conditions and a strong exposition in winter due to a lacking snow cover. The northernmost vascular plants occurring in arctic deserts today are species of this class.

The following plant communities dominated the Holocene vegetation. Vegetation of bogs can be divided into two different plant sociological classes. The arctic bog communities, dominated by sedges appear at mineral soils, those dominated by dwarf shrubs occur after peat accumulation and acidification of the substrate. The latter one is therefore characteristic of the stage of humidification and acidification, characteristic of the 2<sup>nd</sup> half of Holocene. Both constitute the perennial vegetation of permanently wet habitats in swamps and at the shores of waterbodies in the Arctic. Only a few vascular plants are able to tolerate the environmental conditions close to snow accumulation sites. Species of the class *Salicetea* herbaceae are adapted to a shortened growing season due to a late beginning of snow-melt and a continuous supply of melting water. The soil temperature has distinctly reduced by melting water. The soil is waterlogged causing a reductive environment.

When we compare both vegetation complexes, at first the relatively high number of different plant communities occurring during the late Pleistocene is conspicuous, reflecting a high diversity of local site conditions. Holocene vegetation in contrast is rather uniform. A differentiating environmental gradient is scarcely distinct. Seasonal fluctuation of groundwater is indicated by the vegetation of Late Pleistocene, proven by the pioneer character of aquatic and littoral vegetation as well as by the evidence of several salt indicators. This result indicates a high evaporation under

arid climatic conditions, what is confirmed by the finding of steppe elements and arctic dryness indicators as well. Plant communities of permanently wet habitats like bog communities occurred only sporadically during Late Pleistocene. Species of *Kobresia* meadows and arctic pioneer communities show very low winter temperatures. In contrast steppe plants and boreal aquatics indicate relatively high summer temperatures. Thus, a very distinct seasonal temperature gradient and a low precipitation is reflected by the vegetation of Late Pleistocene. Both phenomena are characteristic of continental climates.

Indicators of alternating moisture and xerophilous plants disappeared widely in the course of Holocene. Species of permanently wet habitats predominated the vegetation, plants characteristic of snow accumulation sites occurred. They show the existence of a thick snow cover. Humid conditions hence established during the Holocene. Thermophilous plants disappeared and indicators of extreme coldness in winter decreased conspicuously. The seasonal temperature gradient hence decreased distinctly in Holocene. A low seasonal gradient of air temperature as well as humid conditions are characteristic of maritime climate.

Is it possible to specify the extent of temperature during the growing season in late Pleistocene? We tried to make quantitative reconstructions by means of the indicator species approach. According to the palaeobotanical record the mean July temperatures during some stages of Pleistocene were temporarily higher than today especially during the middle Weichselian interstadial. As we could see the arctic environment depends on the general character of climate, continental or maritime, which is influenced by intruding marine air masses rather than on global trends of temperature changes. The influence of moisture is stronger than changes of global annual mean temperature. This is explainable as follows: Moisture in the form of clouds hinders radiation to hit the ground directly. The albedo of clouds is up to 80% of the incoming radiation. Clouds cause a loss of energy by reflection of radiation back to the universe. Consequently soil and air near the ground are heated insufficiently. This problem is aggravated by increased precipitation and water logging of the soil. The greatest part of heat supply is used to melt the snow and evaporate the water. In consequence of a thicker snow cover the growing season is shortened by prolonged snow melt.

## Permafrost Related Methane Fluxes and Their Importance for Climate Change Effects

Eva-Maria Pfeiffer<sup>1</sup>, Dirk Wagner<sup>2</sup>, Lars Kutzbach<sup>2</sup>  
and Svenja Kobabe<sup>2</sup>

Permafrost landscapes of the high arctic regions are important sources of atmospheric methane. While in Canada, Alaska, Scandinavia and West-Siberia a lot of methane investigations have been carried out, only few field measurements in the Northeast of the arctic Siberia are published so far. Within the scope of the Russian-German joint project "Laptev Sea System 2000" we studied the microbial turnover of the organic matter in wet permafrost soils of the Lena Delta with the focus on methane release. Since 1999 the methane emissions of the different permafrost soils (see Figure 1) were analysed at Samoylov Island (N71°22', E126°29'), a representative wet polygonal tundra site of the Delta. The emissions rates range between 0.1 and 155.6 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> in the main soil complex Typic Historthels/ Glacic Aquiturbels of the island. In order to verify the large seasonal fluctuations of methane, the CH<sub>4</sub> fluxes as well as the fundamental processes of *in situ* CH<sub>4</sub> production and *in situ* CH<sub>4</sub> oxidation were measured. Net CH<sub>4</sub> fluxes were determined from the wet polygon centre and from the dryer polygon rim from the end of May to the beginning of September (see Fig. 2).

The mean flux rate of the depression was 53.2 ± 8.7 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> with maximum in mid-July (100-120 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), whereas the mean flux rate of the dryer rim part of the polygon was 4.7 ± 2.5 CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. The microbial CH<sub>4</sub> production and oxidation showed significant differences during the vegetation period.



**Figure1: Soils of Samoylov Island, Lena Delta:**

- 1 non-soil (beach), 2 Typic Psammorthel
- 3 Psammentic Aquorthel, 4a Typic Aquorthel
- 4b Silty Typic Aquorthel, 5 Ruptic-Histic Aquorthel
- 6 Fluvaquentic Fibristel,
- 7 Complex Typic Historthel / Glacic Aquiturbel
- 8 Complex Typic Aquorthel / Typic Aquiturbel

The CH<sub>4</sub> production in the upper soil horizon of the polygon depression was about 10 times higher (38.9 ± 2.9 nmol CH<sub>4</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>) in July than in August (4.7 ± 1.3 nmol CH<sub>4</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>).

The CH<sub>4</sub> oxidation behaved exactly in reverse: the oxidation rate of the upper soil horizon was low (1.9 ± 0.3 nmol CH<sub>4</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>) in July compared to the activity in August (max. 7.0 ± 1.3 nmol CH<sub>4</sub> h<sup>-1</sup> g<sup>-1</sup>). The results indicated

1) Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg,  
email: [empfeiffer@ifb.uni-hamburg.de](mailto:empfeiffer@ifb.uni-hamburg.de)

2) Alfred Wegener Institut für Polar- und Meeresforschung,  
Forschungsstelle Potsdam

clearly a correlation between the microbiological processes with the observed seasonal CH<sub>4</sub> fluctuations. However, the CH<sub>4</sub> production is primarily substrate dependent, while the oxidation is dependent on the availability of oxygen. The temperature plays only a minor role in both processes, probably because the organisms are adapted to extreme temperature conditions of the permafrost.

Modelled emissions rates of the Lena Delta presented by the Land Resources of Russia show that the calculated methane fluxes range only between 21 and 30 mg CH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. (STOLBOVOI & McCALLUM 2002). These numbers are much lower than the field related data and demonstrate that ground truth measurements are necessary for realistic estimation of the methane source strength. These data are needed to evaluate impacts of climate and environmental changes upon permafrost soils.

The main impacts of climate change upon permafrost are:

- Change of balance between production and decomposition on soil organic matter
- Altering the accumulation and release of important trace gases like methane
- Losses in biomass production by environmental changes
- Increase of permafrost soil erosion
- Changes of habitats and diversity of adapted microorganisms
- Changes of soil genesis processes

For the understanding of the future carbon fluxes in permafrost soils and landscapes, a differentiated small-scale view of the microbiological processes and the associated modes of CH<sub>4</sub> dynamics is necessary, especially at key locations such as the Siberian Arctic. To understand the impact of climate change effects further process related research should be done.

Reference: Stolbovoi, V. and I. McCallum (2002): Land Resources of Russia. CD-ROM. International Institute For Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria and the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia

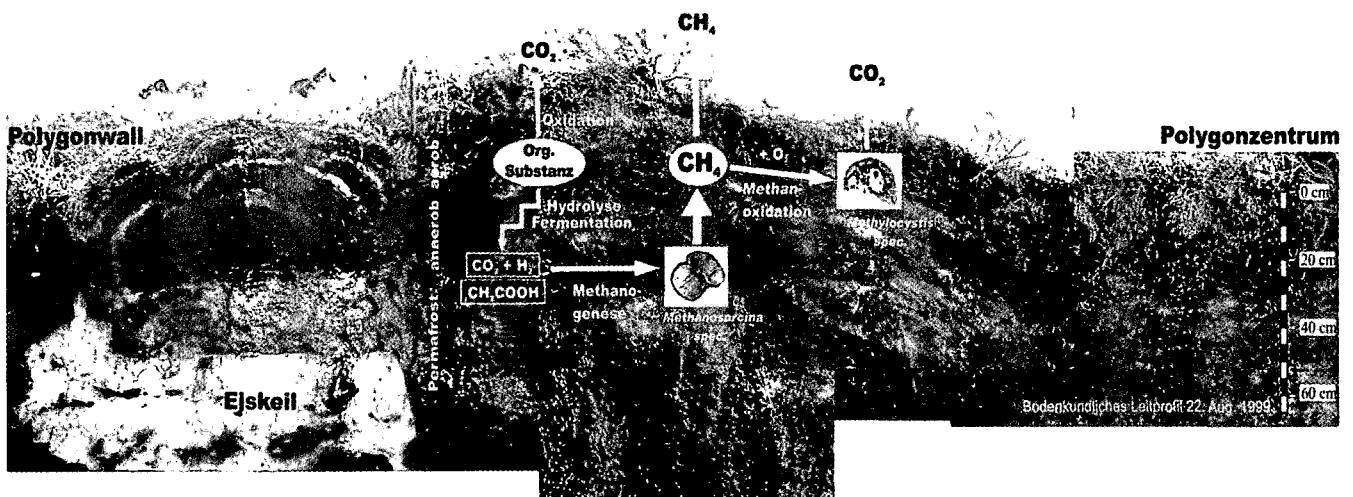


Figure 2: Methane fluxes in permafrost soils.

## Carbon Cycle in Natural and Human-Impacted Ecosystems of Northern Eurasia

Vladimir Stolbovoi

### Introduction

The exchange of carbon (C) between the atmosphere and soil-vegetation systems is termed the biospheric C cycle. During this process C passes through several successions, namely, the uptake of carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) from the atmosphere by photosynthetically active protoplasm; the annual litter fall and reallocation of C into above- and below-ground detritus/litter; the pedogenic transformation of detritus into solid (humus) and soluble (dissolved organic matter) fractions; and the release of CO<sub>2</sub> as a gaseous product of detritus mineralization. When passing through these stages, C accumulates in pools (phytomass, detritus and soils) with different residence times. Generally, the C cycle is described by the mass of the C pools and the rate of the annual C fluxes, which are specific and constant for the steady ecosystems (Odum, 1971).

Land-use change alters the above-mentioned characteristics of the C cycle and stimulates the latter approaching a new quasi-equilibrium with the new environment. Worldwide agricultural practice shows that this shift might cause land degradation if the managed C cycle cannot achieve a certain harmony with the natural one. It is widely recognized by agronomists and ecologists that to establish environmentally friendly land-use the knowledge of the natural C cycle should be used as a basis.

**The objective of the study** is to investigate the human-induced impact (agriculture) on the C cycle of cold ecosystems of Russia.

### Methods

The study exploits comparative-geographical analysis of "natural-semi-natural" ecosystems to assess the impact of agriculture on major characteristics of the C cycle. The country and regional levels of aggregation are applied. The impact on phytomass and soil C pools is estimated on the country scale. The human-induced alteration of C fluxes is assessed on regional level. The selection of the ecosystems for the latter follows the principle of bioclimatic and soil-edaphic equity and is undertaken for the forest and steppe geographical zones where agriculture is widespread in Russia. Most of the data used for the study is available on the CD-ROM "Land Resources of Russia" (Stolbovoi and McCallum, 2002).

### Results and Discussion

The accumulated total loss of phytomass caused by land-use change is about 4.8 PgC (1 Pg =  $1 \cdot 10^{15}$  g) in Russia. From this amount, nearly 3.3 PgC has been released due to the conversion of natural ecosystems into cropland. The loss of the rest (about 1.5 PgC) is caused by modifying natural grassland into pastures. This amount excludes the affect of deers grazing on the native habitats (shrubs and grasslands) in the tundra and pre-tundra zones. The total loss of C content in the 1 meter soil layer is about 4.7 PgC. The over-estimate of soil dehumification is common for many studies due to inadequate measurements of soil compaction in line with the deterioration of the humus-maintained soil aggregates. Cultivation causes the loss of nearly 3.6 PgC, from which some 0.4 PgC is affected by soil erosion that takes place mainly in the forest zone and hilly regions of Russia. Grazing causes the loss of about 1.1 PgC. We found that agriculture deeply ruins the soil organic profile and affects considerably deep soil. However, cultivation harms more intensively the topsoil while grazing has a relatively stronger impact on deep soil. Cultivation leads to C accumulation in soils initially lacking humus horizons that is found for the middle taiga zone. The study does not recognize events of C enrichment in the soil of pastures.

Agriculture dramatically alters the structure and intensity of the ecosystem C fluxes. The mass of

C annual turnover is different for natural and semi-natural ecosystems. It is higher for the cropland of the forest zone compared to that of the forest. The increase of C input into soils due to higher root production in cropland together with the application of organic fertilizers and liming, results in humus formation in soils of the forest zone. The mass of annual C turnover is less for the cropland of the steppe zone compared to that of the virgin steppe. This results in degradation of the C content in soils. Tillage and the annual yield of above-ground biomass destroys the litter layer of native ecosystems. The latter preserves under-decomposed vegetation residues and associated nutrients on the soil surface from leaching in natural ecosystems. The enrichment of the C content in the cropped forest soils does not compensate for the loss of the litter function. Thus, to compensate the above-ground nutrient reservoirs fertilizers are applied in agriculture. The study shows that leaching of C is relatively less intensive than that of nitrogen from natural ecosystems. The application of fertilizers in agricultural ecosystems enhances leaching that causes environmental stress due to the pollution of ground water. The latter is especially common for cold forest ecosystems for which C annual turnover is very low.

### **Conclusion**

The human impact on the C cycle results in the alteration of ecosystems soil/vegetation C pools and C fluxes. The abolishment of litter and the yield of C and associated nutrients imbalance the natural C cycle. The application of organic and mineral fertilizers to compensate the latter initiates environmental stresses that can be buffered by making agricultural ecosystems friendly to the natural C cycle.

### **References:**

- Odum, E.P. (1971). *Fundamentals of Ecology*. Third edition, W.B. Saunders Company, Philadelphia, London, Toronto, 574.
- Stolbovoi, V. and I. McCallum (2002). *Land Resources of Russia*. CD-ROM. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria and the Russian Academy of Sciences, Moscow, Russia. Available and downloadable on the Internet: [http://www.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia\\_cd/lcov\\_des.htm](http://www.iiasa.ac.at/Research/FOR/russia_cd/lcov_des.htm).

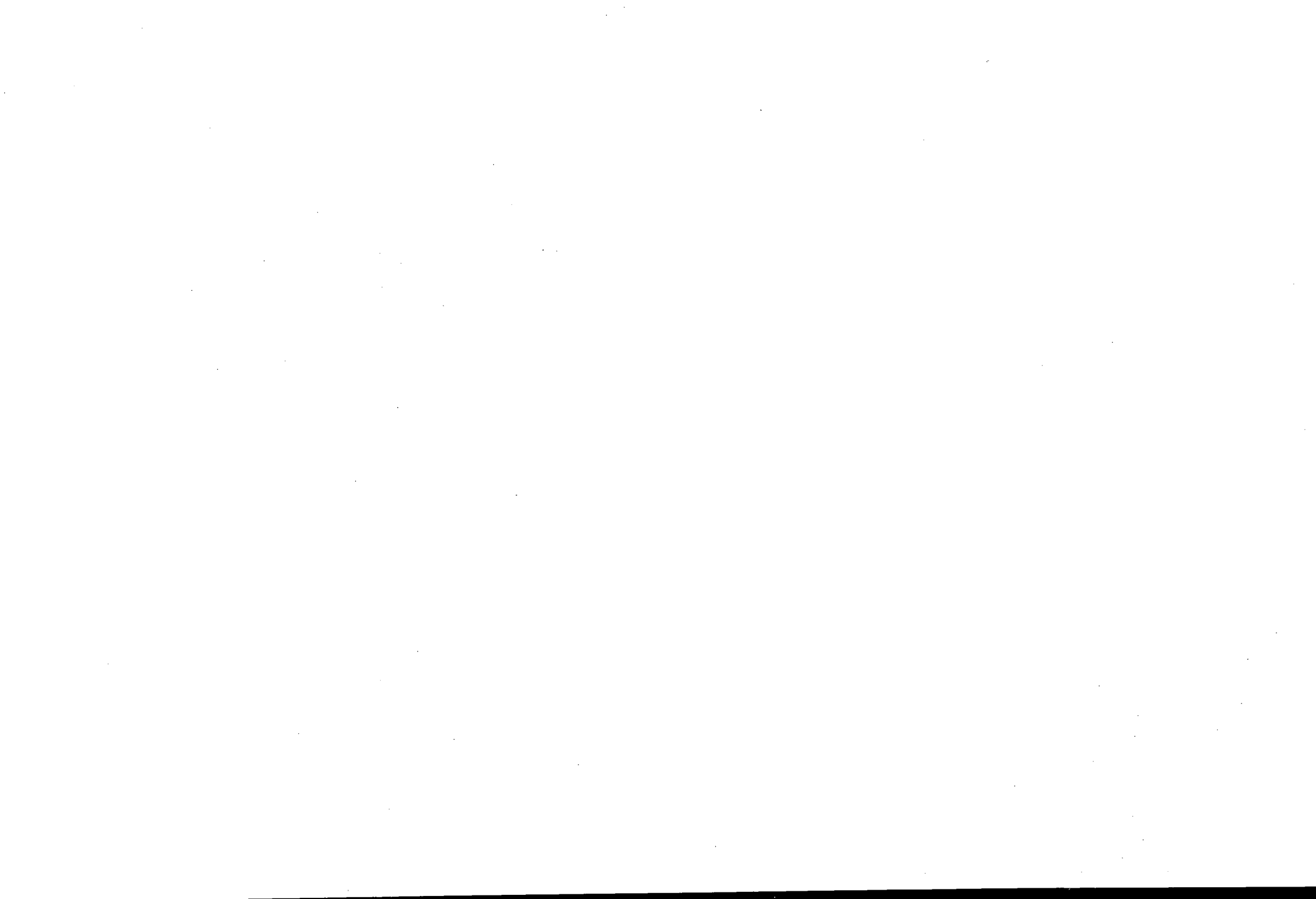
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

REFERATE

**Workshop der AG „Böden in Schleswig-Holstein“**  
**„Bodenschutz: Anspruch und Wirklichkeit“**  
**08. April 2003 in Rendsburg-Osterrönfeld**

Band 101

2003



## **Erfahrungen mit der Umsetzung der guten fachlichen Praxis im Bodenschutz**

Prof. Dr. Monika Frielinghaus\*

Das im Jahre 1998 verabschiedete Bundes-Bodenschutzgesetz hat die bisher im Umweltrecht bestehende Rechtslücke für das Medium Boden versucht zu schließen. Es unterscheidet in seiner Zweckbestimmung zwischen der in die Zukunft gerichteten Vorsorge gegen schädliche Einwirkungen auf den Boden, bzw. auf die Bodenfunktionen, sowie der Gefahrenabwehr bei bereits bestehenden schädlichen Bodenveränderungen und Altlasten (König et. al, 1998.)

Unabhängig von den Regelungen zur Gefahrenabwehr erfolgt die Umsetzung der Vorsorgepflicht nach § 7 des Bundes-Bodenschutzgesetzes im Bereich der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch den vierten Teil des Gesetzes (BBodSchG, 1998): „Landwirtschaftliche Bodennutzung“ mit dem darin formulierten § 17. Dieser regelt die „Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft“ und enthält dazu in Absatz 2 sieben Grundsätze, die sich auf standortangepasste Bodenbearbeitung, die Erhaltung und Verbesserung der Bodenstruktur, die Vermeidung von Bodenverdichtungen und Bodenabträgen, die Erhaltung naturbetonter Strukturelemente, die Förderung der biologischen Aktivität und die Erhaltung des standortspezifischen Humusgehaltes beziehen.

Der Paragraph 17 setzt ausschließlich auf das Instrument der Beratung. Die Regelung enthält keine Anordnungsbefugnis, um die Anforderungen im Einzelfall durchsetzen zu können (Tenholtern, 2002). Um die Sinnhaftigkeit einer solchen Regelung im Gesetz wurde viel debattiert. Nachfolgende Beispiele zu den

Komplexen Bodenerosion und Bodenschadverdichtung als Beispiele zeigen, dass für den nicht-stofflichen Bodenschutz auch in Zukunft kaum eine andere Lösung infrage kommen kann, wenn mittelfristig wirksame Konzepte zum nachhaltigen Bodenschutz realisiert werden sollen.

Die im Gesetz verankerte Vorsorge kommt ebenso wie die Gefahrenabwehr nicht ohne eine klare Indikation des Risikos aus, um auf dieser Basis adäquate, wirksame und bezahlbare Schutzmaßnahmen empfehlen zu können. Wichtig ist dabei, zwischen drohenden oder bereits eingetretenen Bodenschäden zu unterscheiden und eine Wichtung der Standorte vorzunehmen. Im Falle von Bodenerosion und Bodenschadverdichtung wird deutlich, dass der Vorsorge die weitreichendere Bedeutung zukommt, weil entweder die Indikation der eingetretenen Gefahr schwierig ist bzw. weil Schäden durch Vorsorge gerade vermieden werden sollen.

Fazit:

Die zu empfehlenden adäquaten Vorsorge Maßnahmen bestehen in drei Komplexen:

A. Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Schutzmaßnahmen, B. Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren zur Erhöhung der Bodenbedeckung und Reduzierung der Lasteneinträge, C. Flurgestaltung zur Reduzierung der Fließ- und Wehstrecken und der Transport- und Fahrstrecken.

BUNDESMINISTERIUM F. VERBRAUCHERSCHUTZ, ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (ed.) Autorenkollektiv (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion. (Bund-Länder-Papier). Bonn, 105 S.

Weitere Informationen und Material:

[frielinghaus@zalf.de](mailto:frielinghaus@zalf.de)

---

\*Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF) e.V.  
D-15374 Müncheberg, Eberswalder Straße 84,  
[frielinghaus@zalf.de](mailto:frielinghaus@zalf.de)



Differenzierung zwischen Vorsorge und Gefahrenabwehr

Vorsorge	Abwägung Vorsorge /Gefahrenabwehr	Gefahrenabwehr
Schadenseintritt ist aufgrund Praktischer Vernunft ausgeschlossen, wohl aber möglich	Schadenseintritt ist bei Anhalten weiterer Einwirkungen (z. B. Stoffeinträge) zu besorgen	Schadenseintritt ist hinreichend wahrscheinlich
Bereich des Restrisikos	← Beginn des unerwünschten Risikos	← Beginn des nicht mehr hinnehmbaren Risikos
<b>Beratung</b>	<b>Beratung/ Anordnung</b>	<b>Anordnung</b>
<b>Vorsorgemaßnahmen und Maßnahmen zur Gefahrenabwehr sind gleich</b>		

	Schritte	Ergebnisse
1.	Bewertung des Zustandes u. der Belastbarkeit von Böden und Standorten	Karten der potenziellen Wasser- und Winderosionsgefährdung in fünf Klassen
2.	Bewertung der Hangmorphologie (Tiefenlinien) und der Windoffenheit	Karten der präzisierten Erosionsgefährdung einer Region mit Schwerpunkten
3.	Bewertung der langfristigen Wirkung der Landnutzung auf die Erosionsgefährdung	Regionsspezifische Karten, basierend auf der Strukturierung der Agrarlandschaft
4.	Bewertung der mittelfristigen Wirkung der agrarischen Landnutzung	Betriebliche Bewertung der Anbausysteme hinsichtlich der Erosionsgefährdung (Indikator Bodenbedeckung)
5.	Bewertung der tatsächlichen Wasser- und Winderosionsgefährdung	Karten der Schwerpunkte einer Region, für die vorrangig Entscheidungen zu treffen sind
6.	Parzellenscharfe Ermittlung der Bodenbedeckung in Anbaufolgen	Schlagweise Bewertung der Bodenbedeckung in zeitlicher und räumlicher Verteilung
7.	Parzellenscharfe Ermittlung von lokalen Wassererosionssystemen (Offsiteschäden) auf Acker- und Nachbarflächen	Karte mit Ausgrenzung lokaler Formen und Pfade nach Erosionsereignissen für spezielle Maßnahmen
8.	Bewertung von Gewässerrandstreifen und Flurgehölzen hinsichtlich ihrer Bremswirkung	Karte mit Qualitätsklassen der Gewässerrandstreifen und Windschutzpflanzungen
9.	Ableitung der Maßnahmen der guten fachlichen Praxis für einen nachhaltigen Boden- und Landschaftsschutz auf betrieblicher Basis oder für einzelne Regionen	

Die Schrittfolge und Ergebnisse für die Indikation der Bodenschadverdichtung sehen folgendermaßen aus:

	Schritte	Ergebnisse
1.	Bewertung des Zustandes u. der Belastbarkeit von Böden und Standorten	Karten der potenziellen Schadverdichtungsgefährdung in fünf Klassen
2.	Bewertung der langfristigen Wirkung der Landnutzung auf die Schadverdichtung	Betriebskarten, basierend auf der Strukturierung der Betriebe und der Anbaufolgen
3.	Bewertung der technologischen Abläufe in den Anbaufolgen hinsichtlich der Lasteneinträge	Bewertungsmatrix aller Anbautechnologien, untersetzt für alle Arbeitsgänge hinsichtlich der Lasteneinträge und der Belastbarkeitsüberschreitung
4.	Ableitung der Maßnahmen der guten fachlichen Praxis für einen nachhaltigen Boden- und Landschaftsschutz auf betrieblicher Basis oder für einzelne Regionen	

## **Prognose der mechanischen Belastbarkeit von landwirtschaftlichen Nutzflächen**

*Prof. Dr. Rainer Horn*

### **Einleitung**

Im § 17,2 des Bundesbodenschutzgesetzes wird der Begriff der guten fachlichen Praxis definiert und anhand der 3 wesentlichen Prozesse bei der Bodendegradation: Bodenerosion, Bodenverdichtung und Humusschwund konkretisiert. In der Literatur werden zum Themenbereich: Vermeidung der Bodenverdichtung sehr unterschiedliche Verfahren beschrieben und deren Vor- und Nachteile herausgearbeitet. Eine zusammenfassende Betrachtung zu diesem Thema ist bei Horn et al. (2002) nachzulesen. Begriffe wie Schadverdichtung, Krumbasisverdichtung, bezeichnen Zustände, die nicht eindeutig mit den Anforderungen an den Boden als Standort für Pflanzenproduktion, Filter und Puffer für sauberes Grundwasser, mechanisch stabiler Untergrund o.ä. in Zusammenhang gebracht werden können und damit für viele Fragestellungen eine nicht zielführende Diskussion vorprägen. Die Frage nach: was ist denn der Schaden bzw. wie lässt er sich bewerten ist sehr abhängig von zahlreichen bodentypspezifischen Eigenschaften, pflanzenbaulichen und bewirtschaftungswirksamen Maßnahmen. Geht man von dem einfachen Gedanken der Pflanzenproduktion aus, dann bedeutet eine über die Eigenfestigkeit des Bodens hinausreichende mechanische Belastung, dass der Boden selbst verdichtet d.h. fester wird, gleichzeitig aber auch die für das Pflanzenwachstum wesentlichen Kenngrößen: Wasser-, Gas-, Nährstoffhaushalt und Durchwurzelbarkeit mit beeinflusst werden. Vor diesem Hintergrund wird im folgenden ein Verfahren beschrieben, das die zur Charakterisierung von Bodeneigenschaften wesentlichen ökologischen Kenngrößen auch quantitativ bewertet. Als Grundlage dieses Verfahrens dient ein in zahlreichen nationalen wie auch internationalen Forschungsvorhaben und Kooperationen entwickeltes Verfahren zur Berechnung der Eigenstabilität des Bodens sowie der auf lastabhängigen Änderung von ökologisch relevanten Kenngrößen: z.B. Luftleitfähigkeit, Porengrößenverteilung. (eine ausführliche Beschreibung ist in den DVWK Merkblättern: 234,235 nachzulesen.

### **Das Verfahren**

#### **Die Definition der mechanischen Belastbarkeit anhand des Wertes der Vorbelastung**

Die Eigenfestigkeit der einzelnen Horizonte läßt sich aus der Drucksetzungskurve mittels des Wertes der Vorbelastung ableiten, der den Übergang von der stabilen Wiederverdichtungsauflast zu dem das Bodengefüge durch Verdichtung ändernden Erstverdichtungsbereich definiert.

Die Vorbelastung ist u.a. vom Bodenwassergehalt, Gehalt an organischer Substanz und chemi-

scher Zusammensetzung, Tongehalt und Aggregation abhängig, wobei z.B. mit zunehmender Aggregation (kohärent/ prismatisch/ polyedrisch/ subpolyedrisch) Böden bei gleicher Körnung und Lagerungsdichte sowie Wassergehalt eine größere Eigenfestigkeit aufweisen, obwohl sie mehr grobe Hohlräume durchaus enthalten können. Bei steigendem Gehalt an organischer Substanz ebenso wie mit sinkendem Bodenwassergehalt steigt die Eigenfestigkeit des Bodens ebenfalls an. Hieraus ergibt sich für den Gesamtboden eine Tiefenabfolge von horizontspezifischen Eigenfestigkeiten, die damit ein Maß für die mechanische Belastbarkeit darstellt.

#### **Definition der Druckfortpflanzung in Böden**

Jede mechanische Belastung wird im Boden stets dreidimensional fortgepflanzt. Mit zunehmender Bodentiefe und je nach Eigenfestigkeit wird der Druck unterschiedlich intensiv im Boden kompensiert. Als Maß für die Form der Druckfortpflanzung kann der Wert des Konzentrationsfaktors herangezogen werden, der Zahlenwerte um 3 für sehr stabile Böden/ Bodenhorizonte und steigend bis 9 für sehr labile bzw. instabile Böden annehmen kann. Je nach Bodengefügeform, Wasserspannung und weiteren Kennwerten variiert der Konzentrationsfaktor, wobei aus zahlreichen Untersuchungen deutlich wird, daß mit zunehmendem Aggregierungsgrad der Konzentrationsfaktor bei ansonsten gleichen Bedingungen kleinere Werte annimmt. Darüber hinaus wird der Einfluß der Kontaktfläche auf das Druckfortpflanzungsverhalten bei gegebenem Kontaktflächendruck durch unterschiedliche Konzentrationsfaktorwerte definiert. So steigt der Wert des Konzentrationsfaktors u.a. an, wenn bei gleichem Kontaktflächendruck die Kontaktfläche zunimmt und damit die Druckfortpflanzung bis in größere Tiefen erfolgt.

#### **Kombination der tiefenabhängigen Werte der Vorbelastung sowie der die Form und Intensität der Druckfortpflanzung charakterisierenden Werte des Konzentrationsfaktors in Abhängigkeit von definierten Kontaktflächen und Kontaktflächendrücken**

Die Wirkung einer mechanischen Belastung auf die Änderung physikalischer Kenngrößen in einzelnen Bodenhorizonten läßt sich mittels multipler Regressionsanalysen einerseits durch den Wert der Vorbelastung für einzelne Bodenhorizonte sowie bei gegebenen Landmaschinenkenngrößen auch anhand der zu erwartenden Druckfortpflanzung bestimmen.

In Tabelle 1 ist für eine Parabraunerde aus Geschiebemergel der Wert der Vorbelastung sowie das bei definierten Reifenkontaktflächen und -drücken zu erwartende Druckkompensationsvermögen anhand der Abnahme der für die einzelnen Bodentiefen noch wirksamen Auflasten darstellt.

**Prognose der mechanischen Belastbarkeit von Böden, dargestellt am Beispiel einer Parabraunerde aus Löß unter Ackernutzung.**

Tab. 1: Berechnetes Druckfortpflanzungsverhalten in einer Parabraunerde aus Löß unter der Voraussetzung abgeleiteter Vorbelastungswerte und einem an der Bodenoberkante wirksamen Kontaktflächendruck von 210 kPa

Horizont	Ap	Aj	Bt	Cv
Tiefe cm	-30	-50	-80	>80
Bodenart	UI	UI	Lu	UI
Vorbelastung Pv kPa	55	20	100	60
Errechner Kontaktflächendruck an der Grenze zum folgenden Horizont	210	48,6	17,8	2,8
Konz-faktor vk	5,	4,1	3,3	4,1
Quotient Pv/δo	,3	0,4	5,6	21,4

Aus dem Quotienten der Vorbelastung zu dem noch vorhandenen Kontaktflächendruck bzw. Auflast läßt sich eine Aussage über die Auswirkung der realen Belastung auf den Boden ableiten. Werte kleiner als 1 definieren instabile Verhältnisse, während Werte größer 1 auf ein elastisches, d.h. den Boden in seinen Eigenschaften nicht veränderndes Verhalten schließen lassen. Für das gegebene Beispiel einer Reifenkontaktfläche mit dem Radius 10 cm ergab die Berechnung, daß der Oberboden bis in 50 cm Bodentiefe plastisch deformiert werden würde, wohingegen die darunter folgenden Bodentiefen keine zusätzlichen bleibenden Verformungen aufweisen.

**Analyse der tiefen- und auflastabhängigen Änderung der ökologischen Kenngrößen**

Im Bereich der Vorbelastung bleibt das Porensystem in der Funktion als Gas- und Wasserleiter und relevanter Nährstoffspeicher erhalten, während in dem darüber hinausgehenden Auflastbereich mit zusätzlichen und irreversiblen Veränderungen gerechnet werden muß. Sobald die in den entsprechenden Bodentiefen noch relevanten

Auflasten größer sind als die Eigenfestigkeit, ist mit einer dann für das Pflanzenwachstum ungünstigen Bodenstruktur zu rechnen. (s.a. Hartge und Horn 2002, Horn und Hartge, 2001)

**Übertragbarkeit der Berechnungen**

Die Übertragbarkeit von derartigen Berechnungen in die Fläche ist zweifelsohne nicht neu. Bereits van den Akker (1997) hat anhand der DVWK - Regressionsgleichungen für die Niederlande Karten der mechanischen Belastbarkeit, dargestellt als maximal tolerierte Radlasten, entworfen, und dabei Regionen unterschiedlicher Belastbarkeit ausgewiesen. Ähnliche kartenmäßige Darstellungen sind vom GLA Nordrhein-Westfalen sowie in Bayern für einzelne Regionen vorgenommen worden. Horn et al.(2001) haben für das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland Karten der aktuellen und potentiellen mechanischen Belastbarkeit im Maßstab 1:1000000 abgeleitet, die zwischenzeitlich auch für großmaßstäbliche Darstellungen überprüft worden sind. Somit steht ein für die verschiedenen Skalenebenen anwendbares Verfahren zur Prognose der mechanischen Belastbarkeit zur Verfügung.

**Schlußfolgerung**

Das vorgestellte Verfahren zur Bestimmung der mechanischen Belastbarkeit von Böden unter Freilandverhältnissen ist dazu geeignet, Flächen unterschiedlicher Stabilität bzw. die maximal akzeptablen Radlasten in einzelnen Gebieten zu prognostizieren. Die mittels multipler Regressionsanalyse berechneten Werte der Vorbelastung basieren auf Laboruntersuchungen und Freilandmessungen, wobei die Inputkenndaten anhand der KA4 gewonnen werden können. Vor diesem Hintergrund ist das im Detail in zahlreichen Einzelpublikationen beschriebene Verfahren zur Ableitung von richtungsweisenden (Grenz- bzw. Richt-)Werten geeignet. Da außerdem der aktuelle Wassergehalt bei der Ableitung der Werte für die Vorbelastung berücksichtigt werden kann, handelt es sich nicht nur um potentielle sondern auch um aktuelle Informationen zum Thema mechanische Belastbarkeit von landwirtschaftlich genutzten Böden.

Das vollständige Literaturverzeichnis zu diesem Thema kann beim Verfasser Prof.Dr.R.Horn, CAU Kiel, angefordert bzw. im Internet unter [www: soils.uni-kiel.de](http://www:soils.uni-kiel.de) heruntergeladen werden.

## Nähr- und Schadstoffgehalte in Böden Schleswig-Holsteins

### B. vom Lehn\*

#### Einleitung

Das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein erarbeitet Informationsgrundlagen zur Darstellung und Bewertung des Stoffbestandes der Böden in Schleswig-Holstein, mit dem Ziel, Maßnahmen- und Handlungsempfehlungen zur Umsetzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes (BBodSchG) und des Landesbodenschutz- und Altlastengesetzes geben zu können. Ergebnis der Erfassung und Bewertung von Nähr- und Schadstoffgehalten soll eine flächenhafte Darstellung von Stoffgehalten in Böden sein, die auf punktuellen Messungen basiert.

Welche Stoffe in welcher Menge in Böden vorhanden sind, wird bestimmt vom Ausgangsgehalt sowie vom Ein- und Austrag. Neben ihrer Funktion als Lebensraum für Mensch, Tier, Pflanze und Bodenorganismen wirken Böden auch als Filter-, Puffer- und Transformationsmedium für Stoffe. Um diese und andere Bodenfunktionen gemäß BBodSchG langfristig zu erhalten, sollen Nutzung und Schutz von Böden so in Einklang gebracht werden, das Böden als Lebensgrundlage erhalten und nachhaltig genutzt werden können.

#### Eintrag

Stoffe können auf unterschiedlichen Wegen in Böden gelangen. Sie werden diffus, flächenhaft oder auch punktuell eingetragen.

Der diffuse Eintrag von Stoffen verschiedenster Art in Böden erfolgt über die Luft durch trockene und nasse Deposition. Hierbei entstehen z. B. Säuren, die Schadstoffe mobilisieren können. Toxische Stoffe können im Boden angereichert, von Pflanzen aufgenommen oder ins Grundwasser verlagert werden. Auch kann es zu Umbildungen in Böden kommen, aus denen toxische Verbindungen, z. B. Metabolite, entstehen.

Der flächenhafte Eintrag von Stoffen kann durch den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln bei der landwirtschaftlichen Nutzung verursacht werden, aber auch durch die Lage von Böden im unmittelbaren Überschwemmungsbereich von schadstoffbelasteten Flüssen.

Zum punktuellen Eintrag von Stoffen kann es unter anderem aufgrund von gewerblicher und industrieller Nutzung, auf Deponiestandorten oder bei Unfällen kommen.

## Nähr- und Schadstoffgehalte in Böden

Oft entscheidet die Höhe der Konzentration eines Stoffes, ob dieser als Nähr- oder Schadstoff wirkt, jedoch sind einige Stoffe schon in geringer Konzentration toxisch, ohne eine Nährstoffwirkung zu haben. Wie sich ein Stoff im Böden verhält, hängt vom pH-Wert und der stofflichen Zusammensetzung des Bodens ab. Insbesondere die Korngrößenverteilung und der Gehalt an organischer Substanz bestimmen das Sorptionsvermögen für Nähr- und Schadstoffe, so dass sandige und lehmige Böden hinsichtlich ihres Stoffgehaltes getrennt betrachtet und bewertet werden müssen. Im Folgenden sollen die Gehalte der Nährstoffe Kalium, Magnesium und Phosphor und von Schwermetallen andererseits dargestellt werden.

#### Nährstoffgehalte

Die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche betrug laut Bodennutzungshaupterhebung im Jahre 1999 landesweit etwa 1.032.443 ha. Der größte Flächenanteil entfiel mit ca. 59% auf Ackerland. Etwa 40% wurden als Dauergrünland genutzt. Weniger als 1 % wurden u.a. als Haus- und Nutzgärten, Obstanlagen und Baumschulen (STALA 2000b) bewirtschaftet. Alle diese Nutzungen erfordern eine ausreichende Nährstoffversorgung der Böden. Im natürlichen Zustand befinden sich die für das Pflanzenwachstum notwendigen Nährelemente (Haupt- und Spurennährstoffe) in einem geschlossenen Kreislauf. Dieser wird durch den Erntevorgang in der landwirtschaftlichen Nutzung unterbrochen, so dass Nährstoffe von außen in den Boden eingebracht werden müssen, um die Bodenfruchtbarkeit zu erhalten. Die Auswertung von mehreren Tausend Bodenuntersuchungen durch die LUFA-ITL (BOYSEN, 1999, unveröffentlicht) zeigt, dass 11 % der landwirtschaftlich genutzten Böden Schleswig-Holsteins mit Phosphat, 17 % mit Kalium und 30 % mit Magnesium hoch bis sehr hoch versorgt waren. Der Anteil der Böden mit einer hohen bzw. sehr hohen Nährstoffversorgung nimmt tendenziell leicht ab, was mit der Abnahme der Gehalte an Phosphat, Kalium und Magnesium in den Böden Schleswig-Holsteins einhergeht.

#### Schadstoffgehalte

Der Gehalt an Schwermetallen im Boden ist neben dem geogenen Gehalt, der sich aus gesteinsbedingten und bodenbildungsbedingten Anteilen (z. B. durch Auswaschung, Anreicherung und Neubildung von Stoffen) zusammensetzt, abhängig von o.g. Einträgen. Ein wesentliches Maß zur Beurteilung von Böden hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte sind die Hintergrundwerte, die beide zuvor genannten Quellen berücksichtigen. Zur Ermittlung der Hintergrundgehalte der Böden Schleswig-Holsteins wurden vor allem Daten des Bodenbelastungskatasters und des Schadstoffkatasters statistisch ausgewertet. Aus dem Vergleich der Hintergrundwerte mit den Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten der BBodSchV lassen

---

\*B. vom Lehn,

Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, bvomlehn@lanu.landsh.de

sich Empfehlungen für den vorsorgenden Bodenschutz oder Maßnahmen zur Gefahrenabwehr ableiten. Punktuelle Belastungen wurden bei der Ableitung von Hintergrundwerten nicht berücksichtigt, da die Werte einen für das Land repräsentativen Charakter haben sollen. Auf Grundlage der von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) für das Land Schleswig-Holstein veröffentlichten Hintergrundwerte, die aus den o.g. Daten abgeleitet wurden, lässt sich der derzeitige Belastungszustand für Schwermetalle aufzeigen. Als Hintergrundwerte werden die Mediane und die 90er-Perzentil-Werte herangezogen, also die Werte, die von 50 % (Median) und 90 % der Meßwerte unterschritten bzw. von 50 % bzw. 10 % überschritten werden.

10 % der Proben sandiger Böden erreichen unter Ackernutzung die Vorsorgewerte hinsichtlich des Cadmium- und Nickelgehaltes (0,4 und 10mg/kg). Der Gehalt von Nickel ist lithogen erhöht. Bei allen anderen Schwermetallen überwiegen anthropogene Einflüsse. Die relativ zu den Vorsorgewerten höchste Belastung der sandigen Böden wurde nach LABO (1998) für Nickel und Cadmium in allen siedlungsstrukturellen Bereichen Schleswig-Holsteins (von ländlich bis stark verdichtet) und für alle Nutzungen (Acker, Grünland und Wald) festgestellt. Bei den sandigen Böden unter Grünlandnutzung werden bei allen Schwermetallen höhere Werte als bei Ackernutzung erreicht. Abgesehen von Chrom erreichen die 90er-Perzentil-Werte den Vorsorgewert bzw. überschreiten diesen. Bei sandigen Böden unter Wald liegen die Mediane der gemessenen Gehalte weit unterhalb der Vorsorgewerte. Die 90er-Perzentil-Werte für Cadmium (0,4mg/kg) und Blei (39mg/kg) erreichen hingegen das Niveau der Vorsorgewerte. Die Schwermetallgehalte von lehmigen Böden zeigen im Vergleich mit den Vorsorgewerten ein anderes Verhalten gegenüber stofflichen Belastungen als Böden auf sandigem Substrat. Die Vorsorgewerte der BBodSchV liegen für Lehm auf einem deutlich höheren Niveau, bedingt durch höhere geogene Stoffgehalte und das höhere Sorptionsvermögen. Der Vergleich mit dem von WIEGMANN (1998) gemessenen Gehalt im Ausgangssubstrat zeigt, dass es sich mit Ausnahme von Blei, überwiegend um lithogene Stoffgehalte handelt, die insgesamt für Lehmböden aller Nutzungsarten unterhalb der Vorsorgewerte liegen.

Sowohl bei sandigen als auch bei lehmigen Böden liegen bei Böden unter Grünlandnutzung höhere Schwermetallgehalte als bei Böden unter Ackernutzung vor. Dies ist nach REICHE et al (1999) darauf zurückzuführen, dass bei der Nutzung als Acker durch das Pflügen ein Verdünnungseffekt eintritt.

#### **Austrag**

Hohe Nährstoffgehalte in Böden bergen immer auch die Gefahr von Austrägen in das Grundwasser oder

durch oberflächlichen Abtrag direkt in die Gewässer. Landesweit liegt der Kaliumgehalt der Böden über dem Entzug durch Pflanzen, verursacht durch den Einsatz von Wirtschaftsdüngern. In der Vorgeest sind infolge des hohen Viehbestandes Überschüsse an Phosphat vorhanden. Hierdurch kann es wegen des schwachen Bindungsvermögens der hier vorherrschenden sandigen Böden zu hohen Nährstoffausträgen aus dem Wurzelraum ins Grundwasser kommen. Dies gilt in gleichem Maße für die Schadstoffe, die in sandigen Böden leichter zur Kontamination des Grundwassers führen. Lehmige Böden neigen dagegen zu einer stärkeren Anreicherung von Schadstoffen, die bei Überschreitung der Sorptionskapazität auch zur Grundwasserkontamination oder zur Belastung von Kulturpflanzen führen kann.

#### **Schlussbetrachtung**

Mit den Bodenuntersuchungen der LUFA-ITL (Nährstoffe) und dem im LANU geführten Bodenbelastungskataster (Schadstoffe) liegen brauchbare Werkzeuge zur Erfassung des Stoffgehaltes der Böden in Schleswig-Holstein vor. Generell läßt sich sagen, das sich die Böden Schleswig-Holstein sowohl aus der nähr- als auch aus der schadstoffseitigen Betrachtung auf einem relativ guten Niveau befinden, welches es allerdings auch zu erhalten gilt.

#### **Literatur**

- Boysen, P. (1999): Ergebnisse der Bodenuntersuchungen der LUFA-ITL zwischen 1987 und 1999 (unveröffentlicht), Kiel.
- Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz LABO (1998): Hintergrundwerte für organische und anorganische Stoffe in Böden. In: Rosenkranz, D., Bachmann, G., Einsele, G. & H. M. Harress (Hrsg.): Bodenschutz. Ergänzbare Handbuch der Maßnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaften und Grundwasser. Bd. 3, BoS. 28. Lfg. XII/98
- Reiche, E.- W., Bruhm, I., Schluß, U. (1999): Analyse von Datenbeständen bodenbezogener Projekte des Landes Schleswig-Holstein zur Herleitung schadstoffbezogener Vergleichsgrößen wie Bodenhintergrundwerte insbesondere zur Beurteilung von Altlasten, Abschlussbericht i. A. des Ministeriums für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Kiel
- STALA - Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (2000b): Bodennutzung und Ernte in Schleswig-Holstein 1999. In: Statistische Berichte. C I/CII-j/99. Kiel.
- Wiegmann, S. (1998): Natürliche Schwermetallgehalte als planungs- und umweltrechtsrelevante Bewertungsgrundlage der Belastung norddeutscher Ackerböden, Diss. Univers. Kiel

## Verwalten oder Handeln - Anmerkungen zur Düngeverordnung

Dipl.-Geogr. Michael W. Dahlhaus\*, Prof. Dr. Rainer Horn & Dr. Marek Filipinski

### Das Problem

Bodenschutz erfordert das Management regionaler und lokaler Stoffströme, wozu Schad- wie auch Nährstoffe gehören. Das Projekt „Stoffstrommanagement“, ein gemeinsames Vorhaben des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein und des Institutes für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, stützt sich zunächst auf eine Modellierung des regionalen Stoffhaushaltes, der auf den Daten der Agrarstatistik und der für Schleswig-Holstein gültigen „Richtwerte für die Düngung“ basiert. Ziel dieser Modellierung ist die Bereitstellung einer transparenten und fachlich belastbaren Entscheidungsgrundlage, die es ermöglicht, regionale Schlüsselprobleme im Stoffhaushalt des Landes herauszuarbeiten (DAHLHAUS et al., 2002). Um die Informationsgrundlagen weiter auszubauen, erfolgte die Überprüfung der bei der Modellierung ermittelten landwirtschaftlichen Haupttrends durch die Analyse von vier regionaltypischen Praxisbetrieben

### Methodische Grundlagen

Ausgewertet wurden die von den Betrieben bzw. amtlich anerkannten Beratungsstellen angefertigten Nährstoffvergleiche nach § 5 der DÜNGEVERORDNUNG (Hof- bzw. Feld-Stall-Bilanz), darüber hinausgehend auch die im Betrieb vorhandenen Schlagaufzeichnungen. Als Betrachtungszeitraum dienten die Wirtschaftsjahre 1998, 1999 und 2000. Parallel dazu erfolgte im Frühjahr 2001 eine intensive Beprobung der gesamten bewirtschafteten Betriebsflächen (Umfang: 447 Proben). Diese beinhaltete die teilflächenspezifische Erhebung bodenkundlicher Standardparameter (u.a. Bodenform, Bodenart und Humusgehalt) sowie der für das Stoffstrommanagement besonders relevanten Größen C/N-Verhältnis, pH-Wert, pflanzenverfügbarer  $P_2O_5$ - und  $K_2O$ -Gehalt (Doppellaktat-Auszug). Lage und Dichte der Beprobung stützten sich auf die Auswertung bodenkundlicher Vorinformationen unter Berücksichtigung der Betriebsgröße und der naturräumlich bedingten Variabilität der Bodenformen.

### Die Beispielbetriebe im Überblick

**Betrieb 1: Marktfruchtbaubetrieb des Östlichen Hügellandes.** Kein Vieh, bewirtschaftet 232 ha Ackerland (9% stillgelegt) mit Furchtfolge Winterweizen, Wintergerste und Winterraps auf sanft welli-

gen bis kuppigen Jungmoränenstandorten (z.T. deutlich erodierte Parabraunerde-Pseudogley-Gesellschaft aus Geschiebelehm mit hohen Anteilen an Kolluvisolen in ehemals vermoorten Senken). N- und K-Düngung erfolgt über Mineraldünger (je nach postuliertem Bedarf eines Schlages 180-230 kg N/ha + 80-185 kg  $K_2O$ /ha); Phosphat und Kalk werden über Klärschlamm zugeführt (1,6 bis 5 t TS/ha $\cdot$ 3a  $\Rightarrow$  70-230 kg  $P_2O_5$ /ha eines Schlages).

**Betrieb 2: Futterbau-Marktfruchtbetrieb der Vorgeest.** Bis zu 800 Mastbullen in Stallhaltung. Bewirtschaftet werden je nach Viehbestand rd. 200-276 ha (z.T. zugepachtet, z.T. Gülleexport; Viehdichte rd. 2 GV/ha). Hauptkulturen sind Mais (70-155 ha) und Ackergras (30-70 ha), z.T. erfolgt auch Anbau von Marktfrüchten (rd. 20-50 ha): Roggen; Raps; Weizen. Dominant sind grundwasserbeeinflusste Podsol-, Braunerde- bis Podsol-Gley-Standorte aus Flug- bzw. Sandersand und übersandetem Geschiebelehm. Düngung der Schläge: N und P über Mineraldünger (Unterfußdüngung bei Mais) + 15-40 m<sup>3</sup> Rindergülle, tlw. auch Klärschlamm (schlagspezifisch z.B. 234 kg  $P_2O_5$ /ha über Klärschlamm; angegebener Ausbringungsgrund war Kalkbedarf). Mineralische K-Dünger wurden im Betrachtungszeitraum nicht eingesetzt.

**Betrieb 3: Futterbau-Marktfruchtbetrieb der Hohen Geest.** Viehbestand: rd. 130 Rinder, davon 48 Milchkühe (Leistung/Kuh: 7000 l/Jahr) + Kälber u. Mastrinder; Viehdichte insgesamt rd. 1,9 GV/ha. Bewirtschaftet werden podsolierte Pseudogleye und posolierte Braunerden aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm der Altmoräne. Nutzung: 24 ha Dauergrünland (Weide und Mähweide) + 44 ha Ackerland, davon rd. 20 ha Ackerfutterbau (14 ha Mais + 6 ha Ackergras) und 24 ha Marktfruchtbau (16 ha Zuckerrüben und 8 ha Braugerste). Die Düngung erfolgt entsprechend der Kulturen sehr differenziert: N, P und K über Mineraldünger + 25-30 m<sup>3</sup> Rinder-Gülle.

**Betrieb 4: Marktfruchtbau-Veredelungsbetrieb der Marsch.** Er verfügt über rd. 650 Schweinemastplätze (pro Jahr werden bis zu 1.800 Mastschweinen gemästet) und 44 ha Ackerland (Kalkmarsch), mit vierjähriger Fruchtfolge: drei Jahre Winterweizen, ein Jahr Winterraps. Die Fütterung erfolgt seit 1999 durch N-/P-reduziertes Zukauffutter, davor als Universalmast. Mineraldüngereinsatz je nach Bedarf 190-245 kg N/ha $\cdot$ a eines Schlages + 20-25 m<sup>3</sup> Schweine-Gülle.

### Zentrale Ergebnisse

**Stickstoff-Bilanzen: Betrieb 1 und 2** zeigen relativ geringe N-Überschüsse (Tabelle 1) wie sie für reine Marktfruchtbaubetriebe charakteristisch sind. Allein rd. 28 kg des gesamtbetrieblichen N-Überschusses von **Betrieb 1** entfallen auf N-Frachten über Klärschlamm, deren Anrechenbarkeit in der Düngeplanung erhebliche Probleme bereitet. Ursprünglich

\* Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
Inst. f. Pflanzenernährung und Bodenkunde  
24118 Kiel, m.dahlhaus@gmx.de

wurden vom Klärschlammausbringenden Lohnunternehmen noch die für flüssige Wirtschaftsdünger zulässigen Lagerungs- (10%) und Ausbringungsverluste (20%) in der Stickstoffbilanz abgezogen. Die niedrigen N-Überschüsse von **Betrieb 2** sind zum einen methodisch begründet (**Feld-Stallbilanz**), zum anderen verbessern extrem bewirtschaftete Teilflächen und der zeitweise Anbau von Marktfrüchten die Bilanz. Die höchsten N-Überschüsse zeigen **Betrieb 3 und 4**, da über tierische Veredelungsprodukte (Milch, Fleisch) nur ein geringer N-Export erfolgt. Der Anbau von Marktfrüchten verbessert diese Bilanz nur geringfügig. Die Überschüsse sind vor allem auf Futtermittelimporte zurückzuführen, die bei der **Hof-torbilanz** ausreichend in Rechnung gestellt werden. Dies ist ein wesentlicher Unterschied zur **Feld-Stallbilanz** (Betrieb 2), bei der dieses nicht erfolgt.

**Tabelle 1: Stickstoff- Phosphat- und Kaliumbilanzsalden der Beispielbetriebe im dreijährigen Mittel der Jahre 1998-2000 (kg/ha\*a)**

Betrieb	kg/ha*a		
	N	P205	K20
Betrieb 1 <sup>a</sup>	+ 41	- 34	+ 67
Betrieb 2 <sup>b</sup>	+ 34	+ 37	+ 5
Betrieb 3 <sup>a</sup>	+ 142	+ 2	+ 27
Betrieb 4 <sup>a</sup>	+ 203	+ 17	+ 38

<sup>a</sup> Hof-torbilanz <sup>b</sup> Feld-Stall-Bilanz

**Phosphat-Bilanzen:** **Betrieb 1** zeigt eine deutlich negative P-Bilanz, die sich jedoch nicht auf den Ertrag auswirkt, da die P-Versorgung der Böden nach wie vor ausreichend gewährleistet ist (Gehaltsklasse C: 47% der Proben). Der relativ hohe Anteil unterversorgter Flächen (Gehaltsklasse A: 14% der Proben) ist ein schlagspezifisches Phänomen, von dem (infolge Klärschlamm Düngung) vor allem stark stauwasserbeeinflusste Standorte mit hohem Kalkgehalt und deutlich überschrittenem Ziel-pH-Wert betroffen sind. **Betrieb 2 und 4** zeigen eine deutlich positive P-Bilanz. Dabei hat sich die P-Bilanz des Schweinemastbetriebes mit Einführung einer N-/P-reduzierten Fütterung seit 1999 deutlich verbessert (Vergleich nicht dargestellt). Die Bodengehalte zeigen dennoch eine massive P-Übersorgung (Gehaltsklasse E: 45% der Proben). Die P-Bilanz des Bullenmast betreibenden **Betrieb 3** (hier als **Feld-Stallbilanz** berechnet) fällt vor allem aufgrund der P-Einträge über Klärschlamm und der mineralischen Unterfußdüngung bei Mais positiv aus; die beschlammten Schläge liegen hingegen nahezu vollständig im Bereich der Gehaltsklasse C (49% der Proben) mit einer deutlichen Tendenz zur partiellen Unterversorgung (Gehaltsklasse B 29%). In der Tendenz "überversorgte" Teilflächen (Gehaltsklasse D 12%; E 2%) sind selten, sie betreffen lediglich 2 von 19 Schlägen). Deutlich "unterversorgte Teilflächen" (Gehalts-

klasse A: 9%) betreffen ausschließlich ausgemagerte Extremstandorte. Die P-Bilanz von Betrieb **Betrieb 4** (Milchvieh) fällt dank des relativ großen P-Exportes über die Marktfrüchte nahezu ausgeglichen aus. Die P-Analysen der Bodenproben vermitteln bis auf Betrieb 4 (Betriebstyp geringer Flächenbedeutung) das Bild einer relativ ausgewogenen P-Versorgung (Gehaltsklasse C), mit Tendenz zur Unterversorgung (Gehaltsklasse A und B). Das spiegelt sehr gut die landesweiten Ergebnisse der LUFA-ITL wider.

**Kali-Bilanzen:** Die höchsten K-Überschüsse zeigt **Betrieb 1**. Grund hierfür ist eine relativ intensive mineralische K-Düngung lehmiger und toniger Böden. Vergleichbar ist die Situation bei **Betrieb 4**, dessen Böden (Kalkmarsch, Ap: Ls2) ebenfalls hohe natürliche K-Vorräte aufweisen und damit auch ohne mineralische K-Düngung eine ausreichende K-Versorgung gewährleisten. Gleichzeitig kommt es in **Betrieb 4** jedoch auch zu deutlichen K-Einträgen über die Schweine-Gülle (Futtermittelimporte). Trotz der hohen K-Gehalte von Rindergülle fallen die K-Bilanzen der **Betriebe 3** (Milchvieh) **und 2** (Bullenmast) deutlich niedriger aus. Das ist eine Folge des gleichzeitigen Marktfruchtanbaus, hinzu kommt die in der Betriebsbilanz verringerte Anrechnung der Ernterückstände. Letztere stellt die hohen Auswaschungsverluste von Kalium auf sandigen Böden in Rechnung, die auch in den Bodengehalten zum Ausdruck kommen (Gehaltsklasse A: 20-27% der Proben; Gehaltsklasse B: 44-30%). Nicht übersehen werden darf jedoch, dass auch hier bewirtschaftungsbedingt erhebliche Unterschiede zwischen den einzelnen Schlägen bestehen. Die niedrigsten K-Gehalte entfallen auf betriebsferne Mähweiden bzw. Ackergras-Standorte, während hofnahe Weiden und Maisäcker (trotz hoher Auswaschungsgefährdung) z.T. eine deutlich K-Übersorgung (Gehaltsklasse D und E) aufweisen.

### Schlussbetrachtung

Die auf die gesamte bewirtschaftete Betriebsfläche umgelegten **Hof- bzw. Feld-Stall-Bilanzen** der Betriebe sagen wenig aus über die tatsächliche Belastungssituation einzelner Schläge. Extrem bewirtschaftete Teilflächen, z.B. zugepachtetes Grünland mit 4 Schnitten ohne Düngung, tragen dazu bei, die Nährstoff-Bilanz eines Betriebes beträchtlich zu verbessern. Derartige Probleme lassen sich nur anhand von Schlagbilanzen aufdecken. Dennoch sind Nährstoffvergleiche auf Betriebsebene durchaus dazu geeignet, um Aussagen über lokale (Hof) und regionale (Gemeinde; Naturraum) Nährstoffbelastungen zu treffen.

### Literatur

DAHLHAUS, M. W.; FILIPINSKI, M.; WETZEL, H. & HORN, R. (2002): *Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoffdünger in Schleswig-Holstein. In: Wasser und Boden, Jg. 54, H. 6, S. 10-17. Blackwell-Verlag, Berlin.*



## **Einfluss des Nutzungswandels auf die Böden in Schleswig-Holstein**

Dr. Marek Filipinski\*, Dr. Hans-Siegfried Grunwaldt und Dipl.-Geogr. Michael Dahlhaus

### **Einleitung**

Bodennutzung beeinflusst die Bodeneigenschaften. So werden die Nähr- und Schadstoffgehalte u.a. von der Menge der eingesetzten Düngemittel bestimmt. Das Ausmaß der Verluste an Bodenmaterial hängt von den angebauten Kulturen und der Anbauweise ab. Die stetig zunehmende Bebauung zergliedert die Landschaft.

Der Nutzungswandel seit dem 2. Weltkrieg und die Folgen für den Bodenschutz werden nachfolgend vorgestellt.

### **Ergebnisse und Diskussion**

Schleswig-Holstein hat eine Gesamtfläche von über **157.623 km<sup>2</sup>** (Kasterfläche). Sie ist seit 1946 um 10.500 Hektar durch Eindeichung an der Westküste gestiegen. Im Untersuchungszeitraum ist eine Zunahme der Siedlungs- und Waldflächen und eine Abnahme der landwirtschaftlich genutzten Fläche zu verzeichnen. Der Nutzungswandel kann sich positiv wie auch negativ auf die Böden auswirken.

### **Siedlungsflächen**

Zu den negativen Erscheinungen des Nutzungswandels wird die Zunahme der Siedlungsflächen von **97.628 ha im Jahre 1946 auf 176.049 ha im Jahre 2001**, wozu Gebäude-, Betriebs- und Verkehrswege etc. gehören, gerechnet. Die Siedlungsflächen bewirken eine Zersiedelung der Landschaft und zusammenhängender Bodenareale, dabei ist zu bedenken, dass innerhalb der Siedlungsfläche unversiegelte Flächen vorkommen. Die Bebauung bzw. Versiegelung ist nicht vollständig.

### **Waldflächen**

Zwischen 1946 und 2001 ist eine Zunahme der Waldflächen um über ca. 20.000 Hektar zu beobachten, was einem jährlichen Anstieg von ca. 400 Hektar entspricht. Diese Entwicklung ist in dem mit Abstand waldärmsten Flächenland Schleswig-Holstein (knapp **150.000 ha bzw. 10 % der Landesfläche**) zu begrüßen. Die Wälder dienen als CO<sub>2</sub>-Senke und können einen klimaschutzrelevanten Beitrag leisten. Häufig werden jedoch Grenzertragsböden aufgeforstet. Vor der Aufforstung erfolgte früher ein Tiefumbruch der

Böden. Damit wurden Böden wie der Podsol mit seinen extremen Standortbedingung zerstört.

### **Landwirtschaftliche Bodennutzung**

Mit **1.021.552 ha bzw. ca. 65 %** der Gesamtfläche des Landes ist die Landwirtschaft der größte Flächennutzer. Die landwirtschaftliche Bodennutzung übt einen starken Einfluss auf die bewirtschafteten Böden aus. Bei der Beurteilung der Einflüsse ist die jeweilige Nutzungsart von besonderer Bedeutung. In der Bewertung wird ein Schwerpunkt auf die Ackerflächen und das Dauergrünland gelegt.

Seit dem 2. Weltkrieg hat der Anteil an Acker- und Dauergrünlandflächen um **142.547 ha** abgenommen und der an Baumschulflächen um **3.287 ha** zugenommen haben (Bodennutzungshaupterhebung).

Der Anteil des Ackerlandes an der landwirtschaftlich genutzten Fläche (LF) erhöhte sich von 57 auf 61 % in diesem Zeitraum.

Gleichzeitig erfolgte eine regionale Verschiebung in der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch verstärkten Futterbau auf der Geest und vermehrten Ackerbau in den Marschen und im Östlichen Hügelland. Dieser führte dazu, dass sich die ackerbauliche Nutzung auf die ertragsreicheren Standorte konzentrierte, während vor allem die Rinderhaltung auf die weniger fruchtbaren Standorte der Geest abwanderte, so dass man von einer regelrechten „Wanderung des Viehs“ sprechen kann (GRUNWALDT [1996]). Vor allem auf den größeren Betrieben des Östlichen Hügellandes wurde die arbeitsintensive Milchviehhaltung aufgegeben und mit ihr das Rindvieh weitgehend abgeschafft. Dagegen zwangen der hohe Grünlandanteil, geringe Ackererträge und knappe Flächenausstattung die Betriebe im Bereich der Geest dazu, das notwendige betriebliche Wachstum durch Rindviehaufstockung zu erreichen. Arbeitsmäßig wurden die Betriebe damit voll ausgelastet, so dass als Folge die Schweinehaltung häufig aufgegeben wurde. Durch die Aufgabe der Milchviehhaltung im Östlichen Hügelland konnten die dortigen Betriebe besonders bei geringer Flächenausstattung verstärkt in den Betriebszweig Schweinehaltung einsteigen.

Seinen Höhepunkt erreichte das Viehaufkommen bzw. Wirtschaftsdüngeraufkommen in den 80er Jahren. Seither führten Reformen der EU-Agrarpolitik (Milchquote) und die Preisentwicklung auf dem tierischen Sektor zu einem deutlichen Rückgang der Gesamtgröße der Viehbestände. Bei einer reinen Betrachtung des Nährstoffanfall über Wirtschaftsdünger (Nährstoff-Teilbilanzen) hat die Spezialisierung geringe negative Salden an Phosphat und Kalium in der Vorgeest bzw. in der Hohen Geest, die lokal sogar positive Werte erreichen können (DAHLHAUS u. HORN, [2002]), zur Folge. Werden Mineraldünger in die Salden eingerechnet (Vollbilanzen), lassen sich auf Landesebene positive Salden für Stickstoff und Kalium ermitteln berechnen (s. Tab. 1).

\* Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek, mfilipin@lanu.landsh.de



Tab1: Teilsalden in den Hauptnaturräumen sowie landesweite Vollsalden für Stickstoff, Phosphat und Kalium

Land/Naturraum	Teilsalden <sup>1</sup> in kg/ha*a		
	N <sub>(netto)</sub> <sup>2</sup>	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
Östl. Hügelland	-132	-44	40
Vorgeest	-59	-16	-29
Hohe Geest	-59	-20	-29
Marsch	-90	-30	-38
SH <sup>3</sup>	-93	-31	-37
	Vollsalden <sup>4</sup> in kg/ha*a		
	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
SH <sup>3</sup>	95	-6	20

- 1) nur Nährstoffanfall aus dem Wirtschaftsdünger
- 2) nach Abzug der Ausbringungs- und Lagerungsverluste
- 3) nach Anrechnung der Mineraldünger
- 4) SH - Schleswig-Holstein

### Mineraldüngerverbrauch

Nach dem 2. Weltkrieg erfolgte eine deutliche Intensivierung der Mineraldüngung. Bei einem Nährstoffabsatz von ca. 27 kg N, 38 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> und 58 kg K<sub>2</sub>O pro ha LF im Jahre 1950 dominierte bis in die frühen 60er Jahre der Absatz der Phosphat- und Kalidünger. Mitte der 60er Jahre überstieg der N-Absatz die Marke des Kalis. Seither klappt das Verhältnis der drei Hauptnährstoffe immer weiter auseinander. Die Düngung wird immer stickstoffbetonter. Während sich der Absatz an mineralischem Phosphat- und Kali in den späten 60er und 70er Jahren auf hohem Niveau einpendelte, zog der Absatz an Mineraldünger-N deutlich an. Dieser lag in Schleswig-Holstein im Jahre 1999 bei 188 kg/ha.

### Nutzungsänderung im Ackerbau

Die Änderung der landwirtschaftlichen Bodennutzung kann erhebliche Auswirkungen für den Bodenschutz aufweisen.

### Folgen für die Bodenerosion

Im Untersuchungszeitraum hat sich der Anteil erosionsfördernder Kulturen unterschiedlich entwickelt. So hat die Grün- und Silomaisfläche von wenigen Hektar im Jahre 1946 auf über **80.000 ha** im Jahre 2001 zugenommen. Durch den spätdeckenden Mais kann die Wassererosion auf den lehmigen sowie die Winderosion auf den sandigen Böden verstärkt werden.

Unter den Hackfrüchten, die wie der Mais erosionsverstärkend wirken, war eine Zunahme der Zuckerrübenanbauflächen von **0,4 auf 2 %** und eine drastische Abnahme der Kartoffelanbaufläche (von **10 auf 1 %** der Ackerfläche) zu beobachten.

Die Grün- und Schwarzbrache, die in den letzten Jahren auf Grund marktpolitischer Maßnahmen deutlich zugenommen hat (ca. **6 %** der Ackerfläche),

kann sich im Falle bleibender Bodenbedeckung erosionshemmend auswirken.

Der Anteil des Weizens nahm im Zeitraum von 1946 bis 2001 von **8 auf 35 %**, der von Getreide **12 %** und der von Raps und Rüben von **weniger als 1 % auf über 14 %** der Ackerfläche zu.

### Fruchtfolgegestaltung

In den Fruchtfolgen in Schleswig-Holstein dominiert der Anbau von Winterfrüchten im Vergleich zu den Sommerkulturen. Beim Weizen wie beim Raps waren es im Jahre 2001 **99 %**. Gerste wird zu ca. **17 %** als Sommergerste (Braugerste) angebaut. Der Rest entfällt auf die Wintergerste. Wegen der frühen Saattermine in Schleswig-Holstein ist mit einer fast ganzjährige Bodenbedeckung zu rechnen. Die Verlagerung auf Winterkulturen bei den o.g. Früchten hat zur Folge, dass Bodenerosion eingeschränkt werden kann.

### Schlussbetrachtung

Die Ausführungen haben gezeigt, dass seit dem 2. Weltkrieg in Schleswig-Holstein sich ein steter Nutzungswandel vollzogen hat. Dieser zeichnete sich durch die Zunahme der Gebäude-, Siedlungs- und Verkehrsflächen sowie der Waldfläche zu Lasten der landwirtschaftlich genutzten Fläche aus. Die Urbanisierung wirkt sich negativ durch Teilversiegelung und Zersiedelung der Landschaft auf die Böden aus.

Die Zunahme der Waldfläche wird durch negative sowie positive Auswirkungen für die Böden begleitet. Neben der Abnahme der landwirtschaftlichen Nutzfläche vollzog sich ein Strukturwandel, der die Böden im positiven wie negativen Sinne beeinflusst hat.

Die Verlagerung der Viehwirtschaft auf ertragsärmere Standorte hatte zur Folge, dass in den betroffenen Regionen Überschüsse an Nährstoffen auftraten.

Die Zunahme der Silomaisanbaufläche verstärkte Wasser- und Winderosion in den betroffenen Regionen. Durch Verlagerung des Getreide- und Rapsbaus auf Winterkulturen kann das Ausmaß der Wassererosion vermindert werden.

### Literatur

DAHLHAUS, M. W. & HORN, R [2002]: *Entwicklung eines Stoffstrommanagements für Sekundärrohstoff-, Wirtschafts- und Mineraldünger auf landwirtschaftlich genutzten Flächen des Landes Schleswig-Holstein, Abschlussbericht im Auftrage des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein (unveröffentlicht).*

GRUNWALDT, H.-S. [1996] *Landwirtschaft im Wandel. Statist. Monatshefte 10/1996.*

STATISTISCHES LANDESAMT SCHLESWIG-HOLSTEIN. *Flächennutzung, Bodennutzung in Schleswig-Holstein, Statistische Berichte.*

## Bodenschutzprobleme anderer Regionen – Vergleich zwischen Schleswig-Holstein und Georgien

Dr. Wolfram D. Kneib<sup>1</sup>, Bernd Schemschat<sup>2</sup> und Dr. Ernst-Walter Reiche<sup>3</sup>

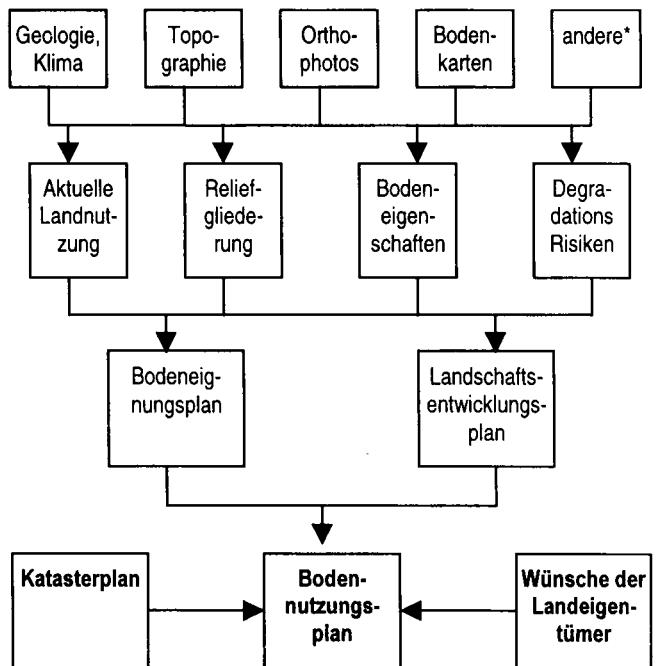
Zielgerichteter Bodenschutz ist nur auf der Grundlage von geeigneten und zugriffsfähigen Informationen zu den Böden möglich. In beiden Regionen, Schleswig-Holstein und Georgien, laufen derzeit umfangreiche Programme zur Verbesserung der Zugriffsfähigkeit vorhandener Bodendaten.

In Georgien werden im Rahmen der Flurbereinigungskomponente des Kataster und Landregister-Projektes, mitfinanziert durch die KfW (Kreditanstalt für Wiederaufbau), ca. 1.600 Bodenkarten (1:10.000 und 1:5.000) der ehemaligen Sovchosen und Kolchosen auf der Grundlage von Orthophoto-Kartenblättern auf Folien hochgezeichnet und georeferenziert sowie gescannt und vektorisiert. Mit diesen Arbeitsschritten werden in Georgien z. Zt. ca. 150 Fachkräfte beschäftigt. Die Arbeiten der Flurbereinigungskomponente lassen sich wie folgt zusammenfassen:

### - Ziele, Aktivitäten und Ergebnisse in Pilotgemeinden -

1. Das spezifische Ziel der Arbeit in den z. Zt. sechs Pilotgemeinden ist die Initialisierung und die Unterstützung von lokalen Selbsthilfeaktivitäten in einfachen Flurbereinigungsverfahren um den negativen ökonomischen und ökologischen Folgen der Privatisierung entgegenzuwirken.
2. Die Erkenntnisse aus der lokalen Ebene liefern die primäre Basis für die Formulierung der Rahmenbedingungen für eine landesweite Implementierung von Flurbereinigungsverfahren.
3. Im Hinblick auf die Datenquellen stellen die Katasterkarten und die Bodenbewertungskarten die wichtigsten Informationsgrundlagen dar.
4. In jeder Pilotgemeinde organisiert die Flurbereinigungskomponente
  - eine umfangreiche Befragung zur Erfassung der wichtigsten Landnutzungsprobleme
  - fünf Workshops mit interessierten Bauern zur Erarbeitung von Lösungsmöglichkeiten und
  - zwei offene Tage zur Erfassung der individuellen Wünsche der Kleinbauern bezüglich der Zusammenlegung ihrer Parzellen, der Zusammenarbeit mit Nachbarn, etc.
5. Parallel zu den Workshops stellt die Flurbereinigungskomponente die Katasterdaten verschiedener Projekte internationaler Geber und relevante thematische Informationen zu den natürlichen Ressourcen und der Bodeneignung zusammen (siehe unten).
6. Die recherchierten Karten und Daten sind die Basis zur Erstellung eines Bodennutzungsplanes.

Dieser Plan muss als Ergebnis einer intensiven Diskussion in den Workshops ökonomische und ökologische Aspekte sowie individuelle und gemeinschaftliche Interessen ausgleichen und auf diese Weise zu einer nachhaltigen ländlichen Entwicklung beitragen.



\* Karten und Daten der Landnutzungs- und Infrastrukturplanung, Naturschutzgebiete, Melioration (z.B. Bewässerung), Wald- und Forstgebiete sowie wichtiger historischer und archäologischer Gebiete

7. In einem zentralen Workshop werden die Erfahrungen der verschiedenen Regionen mit Repräsentanten der Pilotgemeinden diskutiert. Dafür werden auch nationale Experten aus den Bereichen Kreditwesen, Diversifizierung der Fruchtfolge, Weideverbesserung, Sonderkulturen (z.B. Teeanbau), Wiederaufforstung und ökologischer Landbau (Erzeugung, Zertifizierung, Vermarktung) als Referenten und Diskussionspartner eingeladen. Den Abschluss des Workshops bildet eine Podiumsdiskussion mit politischen Entscheidungsträgern und eine Pressekonferenz.

### - Ziele, Aktivitäten und Ergebnisse bei der Erarbeitung eines Bodenatlasses -

1. Georgien ist mit einer hohen Vielfalt an fruchtbaren Böden für spezielle Kulturen ausgestattet. Das Hauptziel des Bodenatlasses ist die Sicherung, Überprüfung, Aktualisierung und insbesondere die Verbesserung der Zugriffsfähigkeit der ca. zwischen 1973 und 1991 erstellten Bodenkarten 1:10.000/ 1:5.000 zur Erstellung einer umfassenden Informationsbasis über die Ressource Boden.
2. Die vorliegenden Daten zu den Böden und die natürlichen Ressourcen sind für ökonomische und für ökologische Aspekte als sehr wertvoll und wichtig einzustufen. Ohne Intervention und eine geeignete Nutzung würden die Daten und die notwendigen Kenntnisse dazu in näherer Zukunft verloren gehen. Eine Wiedererhebung der wichtigsten Daten würde mindestens das zwanzigfa-

<sup>1</sup> büro für bodenbewertung (bfb, 0431 - 720500),

<sup>2</sup> BODENSCHUTZDIENST GmbH (BSD, 0431 - 720500),

<sup>3</sup> Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose (Digisyland, 04634 - 93 04 59)

che der Kosten betragen, die für ihre Sicherung notwendig sind.

3. Eine geeignete Informationsbasis zu der Resource Boden ist eine wichtige Voraussetzung für
  - Bauern (primäre Zielgruppe) zur Sicherstellung einer effektiven boden- und standortangepassten Kultivierung zur Steigerung und Stabilisierung der Erträge und zur Vermeidung einer weiteren Boden- und Landschaftsdegradation, sowie für
  - zentrale, regionale und lokale Organe der Regierungs-, Verwaltungs- und Aufsichtsbehörden zur Vereinfachung und Verbesserung der Regulierungen und standortangepassten Entscheidungen zur Grundsteuer und zu den Pachtbedingungen als auch zur Landnutzung und zu den natürlichen Ressourcen.
4. Die Ergebnisse der Umfragen (siehe oben) der Flurbereinigungskomponente in den Pilotgemeinden zeigen, dass es eine hohe Nachfrage nach Daten zur Bodenbewertung gibt.
5. Die Integration der Bodenbewertungsdaten in die Geo-Datenbank des Katasters wird ihre Multifunktionalität beträchtlich steigern. Die qualitativ hochwertigen Produkte des Katasterprojektes, wie das Orthophoto-Mosaik, das digitale Geländemodell und die Ergebnisse der Katastervermessung werden für eine breitere Nutzung verfügbar gemacht und gewinnen einen ihnen angemessenen höheren Wert.
6. In Verbindung mit den Katasterdaten wird der Bodenatlas insbesondere zur Rechtfertigung und zur Erhöhung der Transparenz der Regelungen zur Grundsteuer, die auf der Basis der Bodenpunkte festgelegt wird, und zu den Pachtverhältnissen beitragen. Damit soll die Akzeptanz der Landeigentümer für die Bodensteuer und die Pachtpreise erhöht werden. In der gleichen Weise werden die Daten zukünftig die Bedingungen für den Kauf bzw. Verkauf von Landparzellen sowie für Kredite und für Flurbereinigungsverfahren wesentlich verbessern.
7. Ohne Intervention geht das Vertrauen in die vorliegende Bodenbewertung weiter verloren – gerade zu einem Zeitpunkt in dem verlässliche Informationen zur Bodeneignung bei der Entwicklung eines Landmarktes eine entscheidende Rolle spielen.
8. Abschließen wird der Bodenatlas wichtige Informationen liefern, die eine nachhaltige ländliche Entwicklung unterstützen und dazu beitragen die seit Jahren rückläufige landwirtschaftliche Produktion zu steigern und gleichzeitig die zunehmende Degradation der natürlichen Ressourcen zu kontrollieren und einzudämmen.

**In Schleswig-Holstein** werden z. Zt. die Grablochbeschriebe der Reichsbodenschätzung im Auftrag des MUNF gescannt und digitalisiert. Die Arbeitsschritte lassen sich wie folgt darstellen:

Die Übergabe der Bodenschätzungs-Urdaten zur Digitalisierung (Feldschätzungsbücher, Ackerbücher, Grünlandbücher) wird durch die Oberfinanzverwal-

tung organisiert und erfolgt durch die einzelnen Bodenschätzer der Bezirksfinanzämter.

Es werden grundsätzlich alle Informationen in eine digitale Form überführt. So werden insbesondere auch die im Rahmen einer Nachschätzung gestrichenen Zeichenfolgen übernommen. Eine Unterscheidung von Erst- und Nachschätzungsinformationen ist durch die Zuordnung von Versionsnummern gewährleistet.

Wichtige Kennzeichen des in 16 Teilarbeitsschritte aufgegliederten Arbeitsablaufes sind neben der Einbindung von Digitalfotos die getrennte Eingabe von Kopfdaten (Gemeinde, Gemarkung, Flur, Tagesabschnitt, Grablochnummer) und Profildaten (Klassenzeichen, horizontkennzeichnende Merkmale, Bemerkungen), die konsequente Doppeleingabe aller Daten, der durch entsprechende Datenbankfunktionen gewährleistete Vollvergleich der Paralleldatensätze sowie der insgesamt hohe Aufwand, der für die Qualitätssicherung eingesetzt wird (Doppeleingabe, erstes Gegenlesen, datenbankgestützter Vollvergleich von Paralleleingaben, Endkontrolle durch 5 besonders qualifizierte Mitarbeiter).

Insgesamt wurden für das Vorhaben 28 Datentypistinnen und -typisten und ein Koordinator in den Grundbegriffen der Bodenkartierung und in der Sütterlinschrift geschult. Die Arbeiten sollen in einem Zeitrahmen von 2 Jahren abgeschlossen werden.

Beim **Vergleich der Datenbestände beider Regionen** fällt auf, dass das Bewertungsverfahren in Georgien - zumindest gemäß der Dokumentationen - auf umfangreicheren wissenschaftlichen Hintergrundforschungen basiert als die Reichsbodenschätzung (RBS). Ein Grund dafür ist sicherlich in dem wesentlich jüngeren Datum der Einführung der georgischen Bodenbewertung nach sowjetischem Muster Anfang der siebziger Jahre des letzten Jahrhunderts zu suchen. Die Erhebungsdichte der georgischen Bodeninventur mit ca. 10 Stichproben pro 100 ha erreicht dagegen nicht annähernd die der RBS mit etwa 4 Stichproben pro ha.

**Die Arbeiten im Rahmen der Flurbereinigungskomponente in Georgien** sehen vor, diese Nachteile zumindest teilweise auszugleichen. So ist geplant die Kartierungen der landwirtschaftlichen Nutzflächen bei Bedarf und Nachfrage mit Selbstbeteiligung der Landwirte zu verdichten und zu aktualisieren. Zusätzlich ist im Rahmen der Projektmittel eine bodenkundliche Bestandsaufnahme in ausgewählten ökologisch besonderes sensitiven Gebieten vorgesehen, um darauf aufbauend Bodenschutzmaßnahmen zu konzipieren. Für die Geländearbeiten sollen ca. 30 bodenkundlich vorgebildete bzw. bereits erfahrene lokale Kartierer geschult werden.

#### **Quellen:**

- Arbeitsgemeinschaft DigFesch (Digitales Feldschätzungsbuch Schleswig-Holstein) Dr. W. D. Kneib und Dr. E.-W. Reiche 2002: Projektunterlagen
- Kataster- und Landregister-Projekt in Georgien, mitfinanziert durch die Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW), Flurbereinigungskomponente, Dr. W. D. Kneib und B. Schemschat 2003: Projektunterlagen