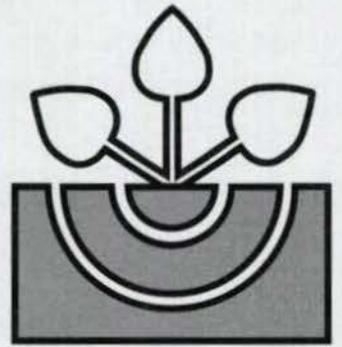


# DBG



DEUTSCHE

BODENKUNDLICHE

GESELLSCHAFT

---

# MITTEILUNGEN

DBG · Band 103 · 2004 · ISSN - 0343-1071

*Schriftleitung:* P. Hugenroth, Oldenburg

# **MITTEILUNGEN**

**der**

**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

**Band 103**

**2004**

**ISSN – 0343-1071**

**Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg**

**MITTEILUNGEN  
DER  
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN  
GESELLSCHAFT**

**Statuspapier zum Bearbeitungsstand der  
Bodengesellschaftssystematik AK „Bodensystematik“  
März 2004**

---

**REFERATE**

**Der gemeinsamen Veranstaltung der Kommissionen III und II,  
der AG „Bodenökologie“ sowie der AG „Bodenökologie“ der GfÖ  
„Bodenbiologie – Bodenchemie – Bodenökologie“  
04. und 05. März 2004 in Witzenhausen**

---

**Tagung der AG „Bodeninformationssysteme“ und AG „Bodenschätzung“  
23. bis 24. März in Gotha**

---

**Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
Deutsch-Polnischer-Workshop  
05. September 2003 in Slubice**

---

**Nachtrag: Jahrestagung Frankfurt/Oder 2003**

Band 103

2004

## INHALT Band 103

### Statuspapier zum Bearbeitungsstand der Bodengesellschaftssystematik AK „Bodensystematik“, März 2004

ARBEITSKREIS FÜR BODEN- SYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELL- SCHAFT	Statuspapier zum Bearbeitungsstand der Bodenge- sellschaftssystematik	3-16
<b>Referate der gemeinsamen Veranstaltung der Kommissionen III und II, der AG „Boden- ökologie“ sowie der AG „Bodenökologie“ der GfÖ „Bodenbiologie – Bodenchemie – Bodenökologie“ 04. und 05. März 2004 in Witzenhausen</b>		
ANDERSON, T.-H.	Isolierung von dsDNA aus Boden-Mikroorganismen – Bedeutung mechanischer und enzymatischer Verfah- ren für den Zellaufschluss	19-20
APPUHN, A.; R.G. JÖRGENSEN; M. RAUBUCH; E. SCHELLER; B. WILKE	Die Bestimmung von Aminosuktern an Wurzeln und Böden mit HPLC	21-22
EHRMANN, O.	Protozoen in Bodendünnschliffen	23-24
FRÜND, H.-C.; B. JORDAN	Eignung verschiedener Senfzubereitungen als Alter- native zu Formalin für die Austreibung von Regen- würmern	25-26
GRAEFE, U.	Das vertikale Verteilungsmuster der Kleinringel- wurmzönose als Indikator der Prozessdynamik im Humusprofil	27-28
JÖRGENSEN, R.G.; M. RAUBUCH	Die Beziehung der N-Versorgung von Bodenmikro- organismen mit ihrem Adenylat-Gehalt	29-30
KUZYAKOV, A.; E. SHEVTZOVA; K. PUSTOVOYTOV	Re-crystallization of loess CaCO <sub>3</sub> by rhizosphere respiration and initial rates of pedogenic carbonate formation	31-32
LUDWIG, B.; R. TEEPE	N <sub>2</sub> O-Emissionen in Frost-Tau-Perioden: Einfluss der Frostdauer und der Textur	33-34
NORRA, S.; P. AGARWALA; Z. BERNZER; D. CHANDRASEKHARAM; U. KRAMAR; D. STÜBEN; F. WAGNER	Geochemische und mineralogische Aspekte des Bewässerungsfeldbaus mit geogen Arsen belaste- tem Grundwasser – eine Fallstudie aus Maldah, West-Bengalen	35-36
RAUBUCH, M.; A. CAMPOS; R.G. JÖRGENSEN	Bestimmung des pilzlichen Biomasseanteils in Bö- den mittels Adenylatbestimmung und spezifischer Hemmung mit Cycloheximid	37-38
RÜHRER, J.; J.K. FRIEDEL; B. FREYER	N-Priming-Effekte bei gleichzeitiger Düngung mit Leguminoseschroten und Stallmistkompost im öko- logischen Gemüsebau	39-40
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; H.-J. WEIGEL	Beeinflussung der stabilen C-Isotopensignatur durch praxisübliche Chemikalien zur Untersuchung der Bo- denfauna	41-42
WASSMANN, R.; K. BUTTERBACH-BAHL	Quantifizierung der bodenbürtigen Emissionen von CH <sub>4</sub> und N <sub>2</sub> O in Verbindung mit Simulationsmodellen	43-44
WILKE, B.; R.G. JÖRGENSEN	Probleme bei der Bestimmung des δ <sup>13</sup> C-Wertes der mikrobiellen Biomasse in K <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> -Extrakten	45-46

**Tagung der AG „Bodeninformationssysteme“ und AG „Bodenschätzung“  
23. bis 24. März 2004 in Gotha**

ALTERMANN, M.; U. GUTTECK; K.-J. HARTMANN; O. ROSCHE; M. STEININGER DOBLER, L.	Zur Ableitung von Bodenparametern aus den Unter- lagen der Bodenschätzung als Grundlage zur Bo- denkennzeichnung in Sachsen-Anhalt Bodenschätzung und geostatistische Regionalisierung von Bodeneigenschaften	49-50 51-52
GEHRT, E.; H.-U. BARTSCH	Speicherung und Auswertung der Bodenschät- zungsdaten im NIBIS®	53-54
HANNEMANN, J.; K. SCHWEITZER	Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung von Boden- schätzungsdaten zur Ableitung einer Bodenkonzept- karte	55-56
LIMMERT, R.	Digitale Bodenschätzung in Hessen (ALK-Folie 042, Migration nach ALKIS	57-58
MILLER, R.; M. PETER; S. SAUER; T. VORDERBRÜGGE	Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Boden- schätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz – Methodenvalidierung	59-60
RÖTSCHER, T.; J. SEIDELBACH	Aktualisierung der Bodenschätzung, Bereitstellung und Nutzung digitaler Schätzungsdaten in Thüringen	61-62
SCHNEIDER, J.; B. MURSCHEL	Vergleich von Ergebnissen der Bodenfunktionsbe- wertung aus Daten der Bodenkarte 1:25.000 und der Bodenschätzung im Projektraum Bruchsal	63-64
WIEGMANN, S.; E.-W. REICHE; W.D. KNEIB	Landesweite Digitalisierung der Bodenschätzungsda- ten Schleswig-Holsteins	65-66

**Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft  
Deutsch-Polnischer-Workshop  
05. September 2003 in Slubice**

DOMERATZKY, J.	Die Vorbereitung des EU-Beitritts unter agrarpoliti- schen Rahmenbedingungen	69-70
PIORR, H.-P.	Landnutzung und EU – Welche Fördermöglichkeiten gibt es?	71-72
ADLER, G.H.; O. DÜWEL; R. BARITZ	Schaffung von grenzüberschreitenden Boden- Datenbanken – Stand, Zukunft und Probleme -	73-74
KOĆMIT, A.; E. NIEDŹWIECKI; Z. ZABLOCKI; M. ROY	Problems of Soil Protection within the Area of North- Western Poland; Part I. Hazards for Arable Soils and their Protection	75-76
KOĆMIT, A.; E. NIEDŹWIECKI; Z. ZABLOCKI; M. ROY	Problems of Soil Protection within the Area of North- Western Poland; Part II. Protection of Soils in Non- Agricultural Usage	77-78
KABALA, C.; A. KARCEWSKA; T. CHODAK; L. SZERSZEN	The Need for Soil Reclamation in the Light of Polish and European Soil Quality Standards – The Case of Polluted Area Surrounding Copper Smelters Glogow (SW Poland)	79-80
ŁACHACZ, A.; J. GOTKIEWICZ; P. SOWIŃSKI	Trends in Soil Use and Conservation in the Warmiń- sko-Mazurskie Voivodeship (NE Poland)	81-82
SZAFRANEK, A.; P. SKŁODOWSKI	Properties and Agricultural Usefulness of Orthic Lu- visols of Wysokomazowiecka Upländ Developed from Load	83-84

ZAGÓRSKI, Z.	Influence of Pedo- and Lithogenetic Processes on the Primary Mineral Content in Non-Uniform Soils Developed from Glacial Deposits of the Wartanian Glaciation (Mindel)	85-86
DANNOWSKI, R.; J. STEIDL; D. DEUMLICH	GIS-based, Spatially Differentiated Regional Quantification of Nutrient Entries into the Water Bodies of the South-Baltic Unconsolidated Rock Region	87-88
DANNOWSKI, R. J. STEIDL; W. MIODUSZEWSKI; I. KAJEWSKI	GIS-based Modelling Subsurface Non-Point Source Nitrogen Transport at the Regional Scale	89-90
DANNOWSKI, R.; J. STEIDL; K.-C. KERSEBAUM; I. MICHELS	Implementing the EC Water Framework Directive: Developing an Information and Simulation System for Evaluating, Nutrient Input into Water Bodies – ISSNEW	91-92
QUAST, J.; V. EHLERT; K. MÜLLER	Integrated Management of Land- and Water Resources along Poldered Reaches of Rivers in the Southern Baltic	93-94
FUNK, R.; D. DEUMLICH; J. STEIDL	GIS Application to Estimate the Wind Erosion Risk	95-96
FRIELINGHAUS, M.; R. BRANDHUBER; W. SCHMIDT	Experiences with the German Soil Protection Act to Realise Best Management Practice – the Precaution Bases Against Soil Erosion	97-98
DRAB, MICHAŁ	Problems of Reclamation of Land Changed by Aggregate Mining Industry, Discussed on the Base of the "Dobroszów Wielki" Deposit in Lubuskie Province	99-100
GREINERT, A.; H. GREINERT	The Long-Term Effects of Post-Mine Dump Areas Reclamation	101-102
GREINERT, A.	Heavy Metal Status of the Urban Soils in Zielona Góra Area	103-104
MOCEK, A.; W. SPYCHALSKI; E.J. BIELIŃSKA	Fractions of Selected Heavy Metals in Soils of the Sanitary Protection Zone of the "Legnica" Copper Smelter	105-106
STRZYSZCZ, Z.; R. BEDNAREK	Magnetic Susceptibility and Heavy Metal Content in Upper Horizons of Forest Soil in Areas with Low Pollution Influx	107-108
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	Magnetic Susceptibility of Forest Soil in Poland – Germany Border Area	109-110
STEPNIEWSKA, Z.; W. STEPNIEWSKI; R.P. BENNICELLI; J. GLIŃSKI	Soil as a Biofilter of Waste-Waters	111-112
WŁODARCZYK; T.; Z. STEPNIEWSKA; M. BRZEZIŃSKA; W. STEPNIEWSKI	Conditions Favourable to Sorption of N <sub>2</sub> O in the Soil	113-114
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	Characterizing Soil Structure by CT-Data Variance as a Function of the Spatial Resolution	115-116
STEPNIEWSKI, W.; J. GLIŃSKI; J. OSTROWSKI; Z. STEPNIEWSKA	Mapping of Soil Redox Properties	117-118
WALCZAK, R.T.; J. OSTROWSKI; B. WITKOWSKA-WALCZAK; C. SŁAWIŃSKI	Hydrophysical Properties of Arable Soils of Poland – Water Useful for Plants	119-120

**Nachtrag: Jahrestagung Frankfurt/Oder**

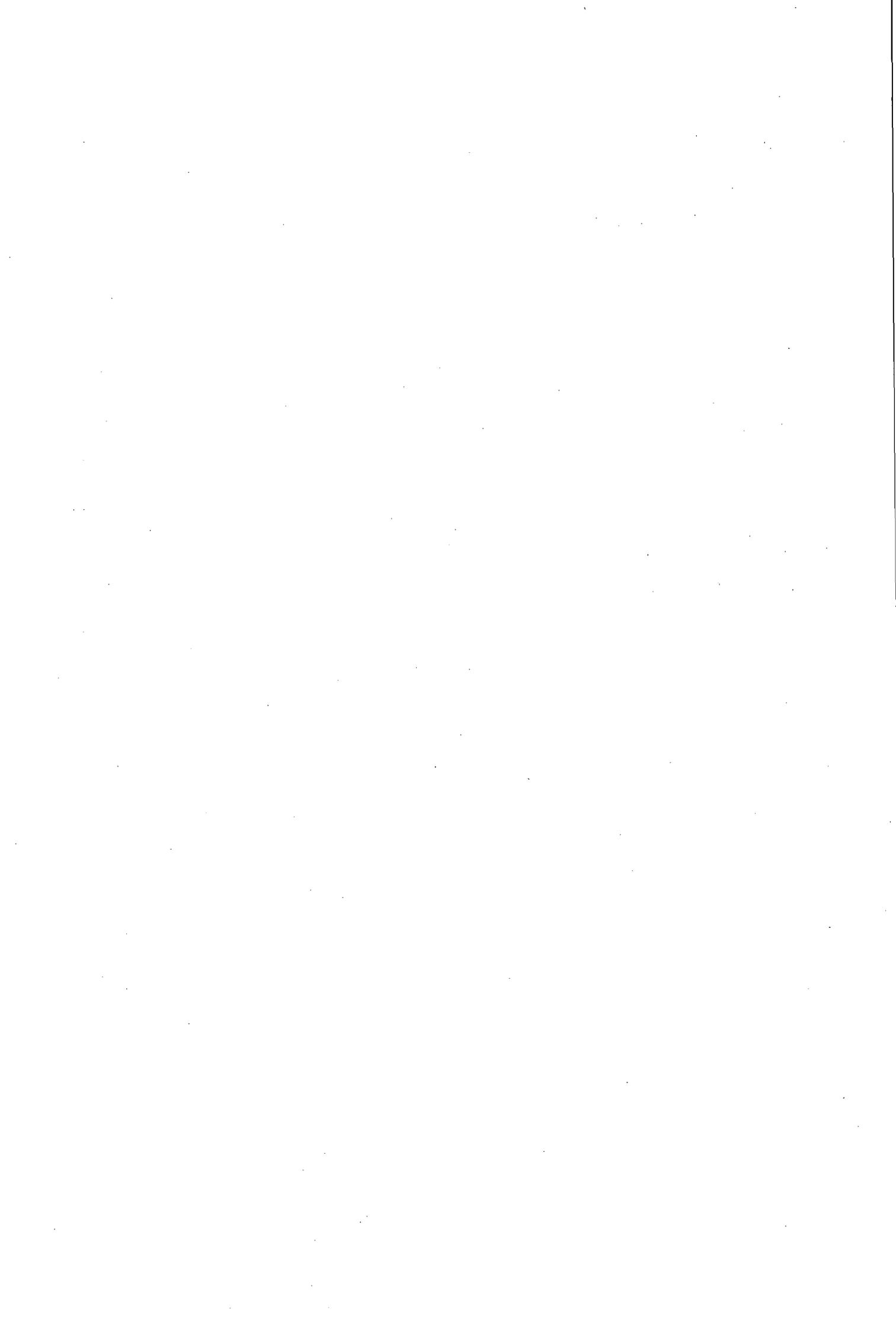
BOBE, J.; M. WACHENDORF; M. BÜCHTER; F. TAUBE DÖRNER, J.; R. HORN	Vergleich der Nitratkonzentration im Grund- und Sickerwasser unter Grünland auf einem Geeststandort Untersuchungen zum mehrdimensionalen Wasserfluss in einer Jungmoränenlandschaft	123-124 125-126
FAZEKAS, O.; R. HORN; S. BECKER FEGER, K.-H.; M. ARMBRUSTER; K. FEIGE	Auflastabhängige Änderung der Wasserspannung in Drucksetzungsversuchen Nadel- und blattanalytische Charakterisierung der Nährstoffaufnahme in Traubenkirschen-Kiefern-Beständen – Einfluss von Standortstrophie und Deposition sowie Reaktion auf Kalkung	127-128 129-130
FLEIGE, H.; B. SCHMEHE; R. HORN; G. DUMBECK HERING, J.; A. BAURIEGEL; M. KAYSER IPPISCH, O.; H. GRAF; H.-J. VOGEL; P. BASTIAN ISERMANN, K.	Verdichtungswirkung durch Braunkohlebagger auf landw. Flächen im Rheinischen Braunkohlenrevier Zur Genese ziegelroter Böden in den quartären Landschaften Brandenburgs Bestimmung hydraulischer Parameter in heterogenen Böden mit inverser Modellierung Nährstoff-Problematik subhydrischer und semisubhydrischer Böden	131-132 133-134 135-136 137-138
JASINSKA, E.; R. HORN; T. BAUMGARTL; H. WETZEL JUNGKUNST, H.F.; S. FIEDLER; B.S. HÖLL; K. STAHR	Physikalische Prozesse und organische Substanz in strukturierten Böden Vom Punkt zur Fläche auf der Basis der Bodensystematik – N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Waldböden des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald)	139-140 141-142
KACZOREK, D.; M. SOMMER; L. OKTABA KLITZKE, S.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN KRUMREI, S.; K.-H. FEGER; K. LORENZ; C.M. PRESTON	Mineralogische Eigenschaften von Raseneisengleyen in Polen Einfluss von pH und DOM Konzentration auf die Mobilisierung kolloidgebundenen Bleis Dynamik des Massenverlustes sowie der Elementfreisetzung bei der Zersetzung von Blatt- bzw. Nadelstreu von Kiefer, Buche, Eiche und Traubenkirsche auf einem armen Sandstandort in der Nördlichen Oberrheinebene	143-144 145-146 147-148
LAMPE, C.; F. TAUBE; M. WACHENDORF; B. SATTELMACHER; K. DITTERT PETH, S.; R. HORN; M. BÖLTER	Quantifizierung der N <sub>2</sub> O-Emissionen aus Grünlandböden Bedeutung der Vegetationsschädigung bei der Rentireweidewirtschaft für den Wasser- und Wärmehaushalt von Tundrenböden	149-150 151-152
RICHTER, F.-H.; H. FLEIGE; R. HORN STOFFREGEN, H.; J. SCHMALZHOLZ; K. TÄUMER; U. YARAMANCI; G. WESSOLEK VOGEL, H.	Verteilung von Bodentypen, Subtypen und Varietäten in einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein Wassergehaltsmessungen im Oberboden in hoher räumlicher Auflösung mittels Georadar Erstellung eines einheitlichen Bewertungsrahmens von Kipp-Rohböden im Niederlausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenrevier	153-154 155-156 157-158
VOßBRINK, J.; R. HORN; S. BECKER; P. KÖSTER WAHL, N.A.	Auflastabhängige Änderung der ökologischen Kenngrößen als Folge der Holzernte Mögliche Auswirkungen eines Grundwasserspiegelanstiegs auf die landwirtschaftliche Nutzung sandiger Böden, NW- Jütland/Dänemark	159-160 161-162
WETZEL, H.; A. ZEDDEL	Bodenbelastung auf Schiessplätzen - Untersuchungen von Böden, Sickerwasser und Perkolaten am Beispiel dreier Schiessplätze in Schleswig-Holstein	163-164

## Inhalt nach Autoren

ADLER, G.H.; O. DÜWEL; R. BARITZ	73-74
ALTERMANN, M.; U. GUTTECK; K.-J. HARTMANN; O. ROSCHE; M. STEININGER	49-50
ANDERSON, T.-H.	19-20
APPUHN, A.; R.G. JÖRGENSEN; M. RAUBUCH; E. SCHELLER; B. WILKE	21-22
ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT	3-16
BOBE, J.; M. WACHENDORF; M. BÜCHTER; F. TAUBE	123-124
DANNOWSKI, R. J. STEIDL; W. MIODUSZEWSKI; I. KAJEWSKI	89-90
DANNOWSKI, R.; J. STEIDL; D. DEUMLICH	87-88
DANNOWSKI, R.; J. STEIDL; K.-C. KERSEBAUM; I. MICHELS	91-92
DOBLER, L.	51-52
DOMERATZKY, J.	69-70
DÖRNER, J.; R. HORN	125-126
DRAB, MICHAŁ	99-100
EHRMANN, O.	23-24
FAZEKAS, O.; R. HORN; S. BECKER	127-128
FEGER, K.-H.; M. ARMBRUSTER; K. FEIGE	129-130
FLEIGE, H.; B. SCHMEHE; R. HORN; G. DUMBECK	131-132
FRIELINGHAUS, M.; R. BRANDHUBER; W. SCHMIDT	97-98
FRÜND, H.-C.; B. JORDAN	25-26
FUNK, R.; D. DEUMLICH; J. STEIDL	95-96
GEHRT, E.; H.-U. BARTSCH	53-54
GRAEFE, U.	27-28
GREINERT, A.	103-104
GREINERT, A.; H. GREINERT	101-102
HANNEMANN, J.; K. SCHWEITZER	55-56
HERING, J.; A. BAURIEGEL; M. KAYSER	133-134
IPPISCH, O.; H. GRAF; H.-J. VOGEL; P. BASTIAN	135-136
ISERMANN, K.	137-138

JASINSKA, E.; R. HORN; T. BAUMGARTL; H. WETZEL	139-140
JÖRGENSEN, R.G.; M. RAUBUCH	29-30
JUNGKUNST, H.F.; S. FIEDLER; B.S. HÖLL; K. STAHR	141-142
KABALA, C.; A. KARCZEWSKA; T. CHODAK; L. SZERSZEN	79-80
KACZOREK, D.; M. SOMMER; L. OKTABA	143-144
KLITZKE, S.; F. LANG; M. KAUPENJOHANN	145-146
KOĆMIT, A.; E. NIEDŹWIECKI; Z. ZABLOCKI; M. ROY	75-76
KOĆMIT, A.; E. NIEDŹWIECKI; Z. ZABLOCKI; M. ROY	77-78
KRUMREI, S.; K.-H. FEGER; K. LORENZ; C.M. PRESTON	147-148
KUZYAKOV, A.; E. SHEVTZOVA; K. PUSTOVOYTOV	31-32
ŁACHACZ, A.; J. GOTKIEWICZ; P. SOWIŃSKI	81-82
LAMPE, C.; F. TAUBE; M. WACHENDORF; B. SATTELMACHER; K. DITTERT	149-150
LIMMERT, R.	57-58
LUDWIG, B.; R. TEEPE	33-34
MILLER, R.; M. PETER; S. SAUER; T. VORDERBRÜGGE	59-60
MOCEK, A.; W. SPYCHALSKI; E.J. BIELIŃSKA	105-106
NORRA, S.; P. AGARWALA; Z. BERNZER; D. CHANDRASEKHARAM; U. KRAMAR; D. STÜBEN; F. WAGNER	35-36
PETH, S.; R. HORN; M. BÖLTER	151-152
PIORR, H.-P.	71-72
QUAST, J.; V. EHLERT; K. MÜLLER	93-94
RAUBUCH, M.; A. CAMPOS; R.G. JÖRGENSEN	37-38
RICHTER, F.-H.; H. FLEIGE; R. HORN	153-154
ROGASIK, H.; I. ONASCH; H.H. GERKE	115-116
RÖTSCHER, T.; J. SEIDELBACH	61-62
RÜHRER, J.; J.K. FRIEDEL; B. FREYER	39-40
SCHNEIDER, J.; B. MURSCHEL	63-64
STEPNIEWSKA, Z.; W. STEPNIEWSKI; R.P. BENNICELLI; J. GLIŃSKI	111-112
STEPNIEWSKI, W.; J. GLIŃSKI; J. OSTROWSKI; Z. STEPNIEWSKA	117-118
STICHT, C.; S. SCHRADER; A. GIESEMANN; H.-J. WEIGEL	41-42

STOFFREGEN, H.; J. SCHMALZHOLZ; K. TÄUMER; U. YARAMANCI; G. WESSOLEK	155-156
STRZYSZCZ, Z.; R. BEDNAREK	107-108
STRZYSZCZ, Z.; T. MAGIERA	109-110
SZAFRANEK, A.; P. SKŁODOWSKI	83-84
VOGEL, H.	157-158
VOßBRINK, J.; R. HORN; S. BECKER; P. KÖSTER	159-160
WAHL, N.A.	161-162
WALCZAK, R.T.; J. OSTROWSKI; B. WITKOWSKA-WALCZAK; C. SŁAWIŃSKI	119-120
WASSMANN, R.; K. BUTTERBACH-BAHL	43-44
WETZEL, H.; A. ZEDDEL	163-164
WIEGMANN, S.; E.-W. REICHE; W.D. KNEIB	65-66
WILKE, B.; R.G. JÖRGENSEN	45-46
WŁODARCZYK, T.; Z. STEPNIEWSKA; M. BRZEZIŃSKA; W. STEPNIEWSKI	113-114
ZAGÓRSKI, Z.	85-86



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

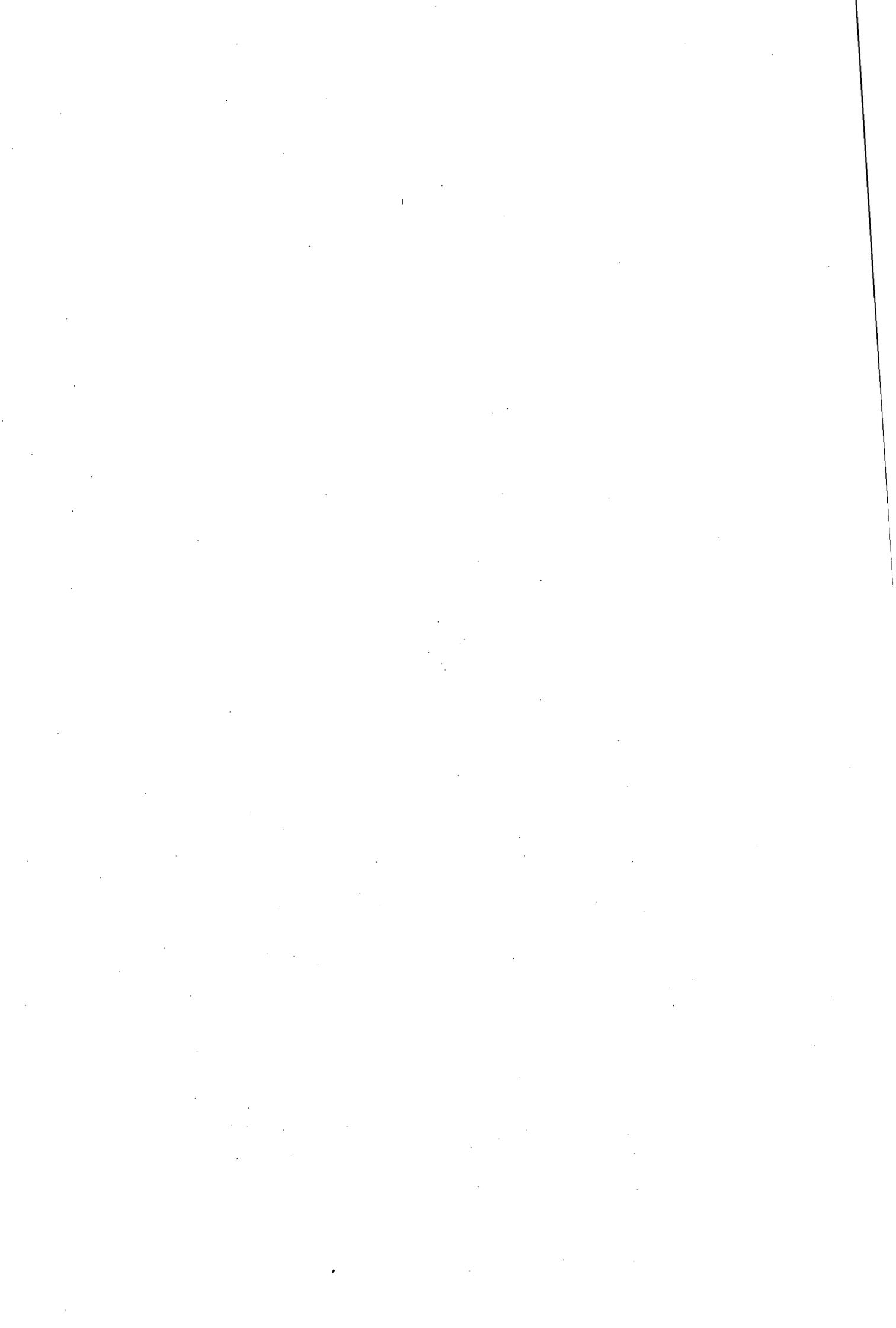
**Statuspapier zum Bearbeitungsstand der Bodengesellschaftssystematik**

**AK „Bodensystematik“**

**März 2004**

**Band 103**

**2004**



# Statuspapier zum Bearbeitungsstand der Bodengesellschaftssystematik

Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft

Berichtersteller: R. Schmidt<sup>1</sup> und R. Jahn<sup>2</sup>

03/2004 auf der Grundlage von Materialien des Arbeitskreises; Überarbeitung 07/ 03, 09/ 03, Stellungnahmen H-P. Blume, D. Kühn, O. Wittmann 12/03

## 1. Zielstellung

Böden sind Teile von Landschaften. So stehen Vergesellschaftung und Anordnung von Böden einerseits in Beziehung zu den (ortsgebundenen) bodenbildenden Faktoren (Ausgangssubstrat, Klima, Organismen, Relief, Boden, Wasser Mensch, Zeit), andererseits auch zu landschaftsgebundenen Prozessen, die zwischen Böden ablaufen (Lösungs-, Verlagerungs-, Depositions- und Austauschprozesse). Dieser Zusammenhang bestimmt sowohl Eigenschaften und Ausprägung der Böden als auch deren Indikatorwert für das Verständnis landschaftlicher Zusammenhänge. Dieser Doppelcharakter hat weitreichende wissenschaftliche und praktische Bedeutung. Zahlreiche Fragen einer nachhaltigen Bodennutzung und des Bodenschutzes lassen sich nur befriedigend lösen, wenn die Stellung der Böden auch in Beziehung zu den lateralen Prozessen des Stoffaustauschs berücksichtigt wird. Daraus resultiert das Erfordernis, Böden nicht nur als Horizont- und Substratkombinationen zu systematisieren, sondern auch die Grundformen ihrer Vergesellschaftung zu klassifizieren.

Dies zugrunde legend, hat eine Bodengesellschaftssystematik das Ziel, ausgehend von der Analyse der regelhaften Anordnung von Böden in Landschaften die Formen und Hierarchien der Bodenvergesellschaftung nach festgelegten Regeln und Kriterien zu bestimmen. Eine solche Klassifikation ermöglicht

- die Differenzierung von Bodenvergesellschaftungen nach Genese und Prozess unter Zugrundelegung einheitlicher Kriterien,
- den Vergleich von Bodenvergesellschaftungen in unterschiedlichen Regionen und Maßstäben,
- die einheitliche Ableitung aus Bodenkarten und entsprechende Maßstabstransformationen,
- die Interpretation der Struktur der Bodendecke nach ökologisch relevanten Bodenmerkmalen
- die vergleichbare Bewertung heterogener Bodeneinheiten bezüglich Landnutzung, Bodenschutz bzw. anthropogener Einflüsse.

Eine Bodengesellschaftssystematik hat damit gleichermaßen wissenschaftliche Bedeutung und Praxisrelevanz.

Im Gegensatz zur Bodensystematik steht die Klassifikation von Bodengesellschaften national und international erst am Anfang. So kann einerseits auf Untersuchungen und Klassifikationsansätze aus den 70er und 80er Jahren des

zurückliegenden Jahrhunderts verwiesen werden (z.B. Haase & Schmidt 1970, Schlichting 1970, Fridland 1974, Haase 1978, Schmidt 1982, Blume 1984, Wittmann 1984), andererseits auch auf aktuelle Publikationen, die das Erfordernis einer exakten Erfassung und Klassifizierung der Struktur der Bodendecke herausstellen, wobei der Bezug zu Systemanalyse und Landschaftsprozessen – häufig in Beziehung zur Bodenkartierung - deutlich in den Vordergrund rückt (z.B. Hewitt 1993, King et al. 1994, Sommer & Schlichting 1997, Barrett 1999, de Bruin et al. 1999, Schmidt 1999, Ruellan 2002).

Davon ausgehend, hat sich der AK Bodensystematik der DBG im Zeitraum 1998 – 2002 u.a. der Aufgabe gewidmet, die Grundzüge einer Bodengesellschaftssystematik zu erarbeiten. Dabei wurden folgende Schwerpunkte diskutiert:

- Grundlagen einer Bodengesellschaftssystematik
- Leitkriterien der Bodengesellschaftssystematik
- Hierarchisches Klassifikationssystem
- Modul-Konzept zur inhaltlichen Untersetzung
- Methoden zur Ableitung von Bodengesellschaften
- Beispiele
- Grundzüge einer Bodengesellschaftssystematik Deutschlands

Mit dem vorliegenden Statuspapier wird versucht, den erreichten Sachstand zu dokumentieren. Das Ausgangsmaterial der Darstellung sind die Protokolle der AK-Sitzungen sowie Vorlagen und Veröffentlichungstexte von AK-Mitgliedern. Die entsprechenden AK-Aktivitäten werden jeweils am Beginn eines Abschnittes (kursiv) angeführt; auf weitere Literaturzitate wird für den vorliegenden Zweck verzichtet.

Im Vordergrund steht der Versuch, ein umfangreiches Material entsprechend dem Diskussionsstand zu strukturieren, um auf dieser Grundlage die weiteren Bearbeitungsschritte zur Diskussion stellen zu können. Unter Beachtung dieser Zielstellung war in einigen Fällen Zusammenfassung und Reduzierung unvermeidlich, obwohl z.T. detailliertere Ausarbeitungen vorliegen.

## 2. Grundlagen

(AK-Protokolle 11/ 98, 02/ 99, 02/ 01, 03/ 03; VÖ Wittmann 1999, VÖ Jahn et al. 2000, 2002)

Klassifikation und Aggregation von Einheiten der Bodendecke in einem mittleren Maßstabbereich verfolgen im wesentlichen zwei Ziele,

1. die Bestimmung von Bodenvergesellschaftungen nach boden- und substratgenetischen sowie prozessorientierten Merkmalen
2. die Aggregation von Kartiereinheiten in Bodenkarten, vorwiegend als Zusammenfassung von Böden mit untereinander ähnlichen funktionalen Bezügen.

Im erstgenannten Fall steht das Vergesellschaftungsprinzip im Vordergrund, im zweitgenannten die skalenbezogene Aggregation, die vorwiegend nach dem Dominanzprinzip erfolgt. Im Mittelpunkt der Aufgabenstellung des Arbeitskreises steht der wissenschaftliche Ansatz einer Klassifikation mit dem Ziel, aufgrund von Kriterien Bodengesellschaften als heterogene Systemeinheiten zu defi-

<sup>1</sup> 16225 Eberswalde, Salomon-Goldschmidt-Str. 1

<sup>2</sup> Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

nieren und zu ordnen. Die stärker anwendungsorientierte Vorgehensweise der Bodenkartierung ist zwar zu berücksichtigen, aber die dafür erforderliche Kombination von bodenkundlicher Aggregierung und kartographischer Generalisierung erfordert ein eigenständiges Methodenspektrum, das zunehmend durch DV-gestützte Verfahren geprägt ist. So sind zwar die Erfahrungen der Bodenkartierung bei einer Klassifikation von Bodengesellschaften zu beachten, aber die prinzipiellen Lösungsschritte hinsichtlich Übereinstimmung bzw. Anpassung von Gesellschaftssystematik und Aggregierung sind späteren Überlegungen zu überlassen, wenn auch die enge Beziehung zur Bodenkartierung in allen Entwicklungsphasen berücksichtigt werden sollte.

Für die Bestimmung von Bodenvergesellschaftungen nach genetischen und prozessrelevanten Kriterien wird als allgemeine Definition des Begriffs *Bodengesellschaft* vorgeschlagen:

**Bodengesellschaft:** Vergesellschaftung der Böden einer Landschaftseinheit mit

charakteristischen Lage- und Nachbarschaftsbeziehungen, die das Ergebnis von Landschafts-genese und/oder aktueller Stoffdynamik sind.

Die Definition fasst unterschiedliche Ansätze zusammen (vgl. Schmidt 1997) und ermöglicht eine hinreichend breite Differenzierung nach Genese und Inventareigenschaften. Der allgemeine Charakter der Definition schließt beispielsweise die Unterteilung in Bodenformengesellschaft (BG), Leitbodengesellschaft (LBG) und Leitbodenassoziation (LBA) im Sinne der KA 4 ein, betrifft aber ebenso die möglichen Hierarchieebenen einer zu schaffenden Klassifikation.

Bodengesellschaften haben demnach Prozess- und Inventarbezug mit charakteristischen Lagemerkmalen, aber sie können maßstabsbezogen unterschiedliche Arealinheiten darstellen. Deshalb sind für die Ausarbeitung einer Boden-

gesellschaftssystematik weitere Prämissen erforderlich. Es sind dies

- die Unterscheidung von synsystematischer und areal-systematischer Gliederung, sowie
- die Festlegung des Gliederungsniveaus in Beziehung zum Maßstab bzw. der geographischen Betrachtungsdimension.

Vergleichbar der Differenzierung in Pedon und Pedotop für bodensystematische Basiseinheiten und ihrer arealen Entsprechung sollte auch die Klassifikation von Bodenvergesellschaftungen die Trennung in systematische Abstraktion und räumliche Ausprägung beachten. So stellt die Bodengesellschaft im engeren Sinne eine Abstraktion der boden- und substratsystematischen Inhalte und ihrer wesentlichen Lagebeziehungen dar ohne Berücksichtigung der konkreten Arealausprägung. Letztere hat zwar grundsätzliche inhaltliche Beziehung zur systematisch abstrahierten Einheit, weist aber ergänzend konkrete Lagemerkmale und Größenordnungen der beteiligten Komponenten bzw. auch Einschlüsse weiterer Merkmale auf. Der Bodengesellschaft i.e.S. steht die Pedochore als räumliche Einheit zur Seite. Abb. 1 demonstriert die Zusammenhänge: Aus Analysen der Struktur der Boden-decke mit ihrem Vergesellschaftungsmuster werden (a) Systemzusammenhänge abstrahiert, wie dies die schematisierte Darstellung als Graph verdeutlicht, und (b) Raumeinheiten mit entsprechenden inhaltlichen Merkmalen abgeleitet. Damit wird einem Grundverständnis von Bodensystematik und Bodengeographie gefolgt, wonach sich die formale Trennung (der prinzipiellen Einheit !) von Typ und Areal (Inhalt und Form) aus methodologischen Gründen bewährt hat.

In der Konsequenz werden unterschieden:

- **Bodengesellschaftssystematik (Pedosynsystematik)**
- **Bodenarealsystematik (Pedosynchorologie)**

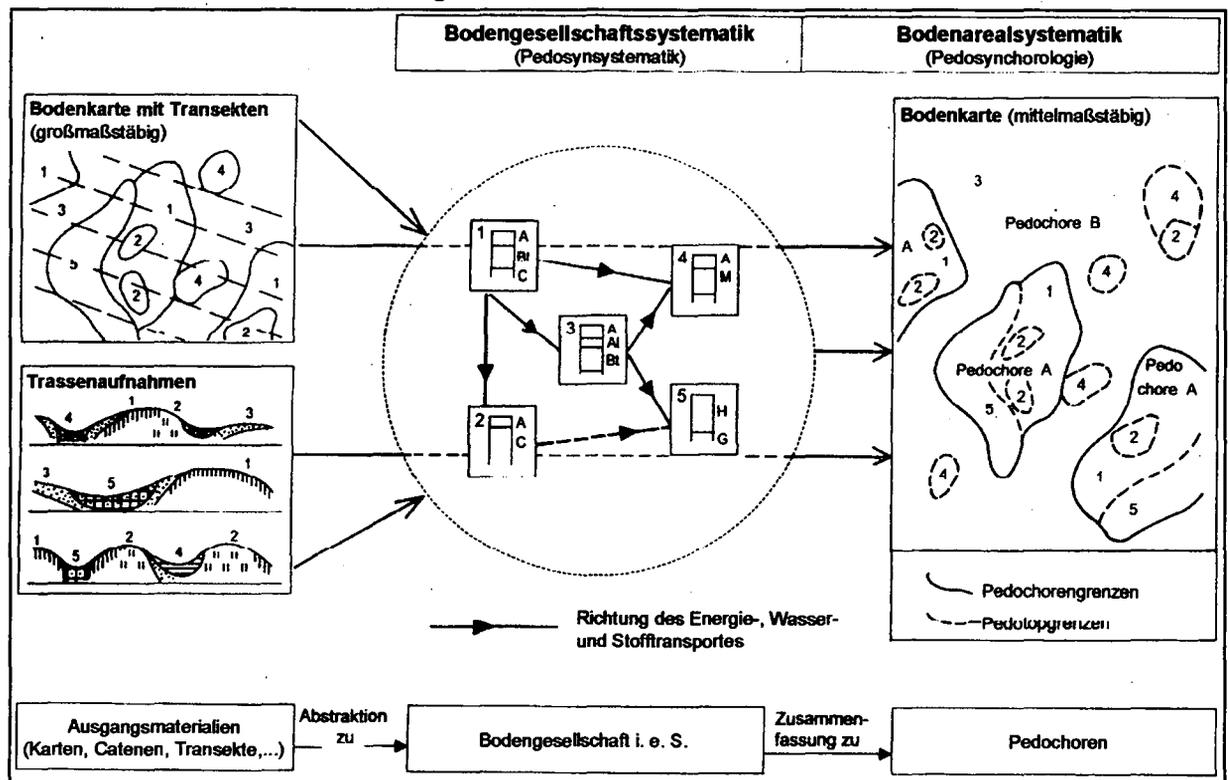


Abb. 1: Klassifizierung von Bodenvergesellschaftungen (systematisch)

Die Bodengesellschaftssystematik ordnet Bodenvergesellschaftungen ausschließlich nach ihren bodensystematischen Komponenten und ausgewählten landschafts-genetischen und prozessrelevanten Zusammenhängen, die Bodenarealsystematik orientiert auf Bodenlandschaften als geographische Teileinheiten der Bodendecke. In etwa entspricht diese Differenzierung der Unterscheidung von *soil association* oder *soil systems* (Ruellan, 2002) und *soil scape* im englischsprachigen Raum.

Bodenvergesellschaftungen als Teile des Kontinuums Bodendecke weisen maßstabsbezogen unterschiedliche Größenordnungen auf, wie die Begriffe Bodenlandschaft, Bodenregion, Bodenzone andeuten. Es ist deshalb zu definieren, in welchem Maßstabbereich die entsprechenden Definitionsmerkmale der zu gliedernden Bodenvergesellschaftungen erfaßt und geordnet werden können, m.a.W.: es ist erforderlich, den bodengeographischen Gültigkeitsbereich der Bodengesellschaftssystematik zu bestimmen. Entsprechend der Zielstellung stehen im Mittelpunkt des Vorhabens Bodengesellschaften, die Beziehung zu bodensystematischen Einheiten (Bodenformen auf z.B. Typen-, Subtypen-, Varietäten-Niveau) in ihrer Raumstruktur haben. Damit wird der Klassifikationsbereich auf die *chorische Dimension* geographisch definierter räumlicher Ordnung eingegrenzt, denn der Bezug zu homogenen Arealeinheiten und deren räumliche Struktur ist Wesensmerkmal der chorischen Dimension.

Im Ergebnis lassen sich die **Grundeinheiten der Bodengesellschaftssystematik (Pedosynsystematik) und der Bodenarealsystematik (Pedosynchorologie)** wie folgt definieren:

Grundeinheit der Pedosynsystematik ist der **Bodengesellschaftstyp:**

Abstrahierter Typus, ermittelt aus einer Gesamtheit ähnlicher Bodenformenvergesellschaftungen mit vergleichbar einheitlichen Voraussetzungen hinsichtlich Landschafts-genese und Prozessen (dokumentiert durch Relief, Substrat, Landschaftswasserhaushalt) und Bodenformen-Ausstattung. Kennzeichnend sind sog. Kenn- oder Charakterbodenformen.

Grundeinheit der Pedosynchorologie ist die **elementare Pedochore:**

Arealeinheit einer Bodengesellschaft mit regelhafter Anordnung der boden- und substratsystematisch definierten Komponenten und einem daraus resultierenden Muster. Als Grundeinheit der Areal-systematik können alle Stufen der Pedosynsystematik fungieren: Der Bodengesellschaftstyp wird dabei im Vordergrund stehen, aber auch Bodengesellschafts-Subtyp oder Bodengesellschaftsverband und -klasse können herangezogen werden.

Gegenstand der gegenwärtigen Diskussionsphase des AK Bodensystematik ist die Erarbeitung der Bodengesellschaftssystematik (Pedosynsystematik). Daraus resultieren sowohl Übereinstimmungen als auch Unterschiede zu den Zielen der Flächenbeschreibung bzw. den Aggregierungsstufen der bodenkundlichen Kartierung, wie sie in der Bodenkundlichen Kartieranleitung (5. Auflage, 2004) vorgesehen sind.

Die Aggregierungsstufen der KA 5 stellen inhaltliche und räumliche Zusammenfassungsniveaus für Kartiereinheiten bei Maßstabsverkleinerung dar. So zielt die Abfolge

Bodenform (BF) – Bodenformengesellschaft (BFG) – Leitbodengesellschaft (LBG) – Leitbodenassoziation (LBA) (KA 5, Tab. 64a) auf die Zusammenfassung von Kartiereinheiten nach boden- und substratsystematischen Kriterien sowie Regelmäßigkeit und Dominanz des Auftretens von Flächenbodenformen. Die Abfolge Bodenlandschaft (BL) – Bodengroßlandschaft (BGL) – Bodenregion (BR) betont die räumliche Zusammenfassung nach dem Landschaftscharakter unter Berücksichtigung von Leitböden. Die Untergliederung der Aggregierungsstufen in die beiden Stränge „Aggregierung von Kartiereinheiten (KA 5, Tab. 64a) und Aggregierung von Bodenlandschaften (KA 5, Tab. 64 b) entspricht dem Prinzip der Differenzierung in Bodengesellschaftssystematik (Pedosynsystematik) und Bodenarealsystematik (Pedosynchorologie). Davon ausgehend unterscheiden sich die jeweiligen Aufgabenstellungen. Die im AK Bodensystematik diskutierte Bodengesellschaftssystematik hat die Beschreibung und Klassifikation der Bodengesellschaften Deutschlands zum Ziel und bewegt sich etwa auf dem Niveau der Bodenformengesellschaft bzw. Leitbodenformengesellschaft der KA 5. Die Zielstellung der Bodenkundlichen Kartieranleitung (5. Auflage) orientiert auf Zusammenfassung und erläutert die dafür erforderlichen Arbeitsschritte. Beide Vorgehensweisen ergänzen sich. Aufbauend auf dem prinzipiell ähnlichen methodologischen Fundament sollten weitere gemeinsame Diskussionen bezüglich Abgleichung von Methoden und Begriffen vorgesehen werden.

### 3. Leitkriterien der Bodengesellschaftssystematik

(AK-Protokolle 11/98, 02/00, 02/ 01, 03/ 03; Vorlagen Wittmann 09/98,02/01,06/ 03; Vorlage Jahn 11/99, Vorlage Blume 04/01, Vorlage Schmidt 11/01; VÖ Wittmann 1999, VÖ Jahn et al. 2000, VÖ Jahn et al. 2002; Wittmann-Briefe 03/02, 07/02)

Auswahl und Festlegung von leitenden Kriterien der Bodengesellschaftssystematik sollte sich an wesentlichen Eigenschaften der Bodenvergesellschaftung entsprechend dem definierten Abstraktionsniveau orientieren. Dementsprechend werden zwei Gruppen von Kriterien herausgestellt:

1. landschafts-genetische und landschaftsmorphologische Merkmale
2. Vergesellschaftung von Bodenformen

#### 3.1 Landschafts-genetische und landschaftsmorphologische Merkmale

Zu den für eine Klassifikation wesentlichen landschafts-genetischen und -morphologischen Kriterien gehören der *Gefügestil* und die *lithogenetische Substratgruppe*. Beide Merkmale korrelieren mit den im Bereich der Bodendecke ablaufenden Prozessen, so dass ein enger Zusammenhang dieser Merkmalsgruppe zu Landschaftsprozessen (Stoffverlagerung, Nutzungsintensität, Nährstoffdynamik) besteht.

#### Gefügestil:

Die prozessrelevanten Kriterien sind schwierig zu bestimmen, da es aus regionaler Sicht zwar Ansätze (z.B.

Blume, Gehrt, Jahn, Kofalck, Schmidt, Sommer) gibt, aber für eine auf Systematik orientierte Abstraktion der Vorlauf fehlt. Es wird deshalb versucht, ein allgemeines Schema zugrunde zu legen, das in vereinfachter Form landschaftliche Zusammenhänge der Ausbildung der Bodendecke und daran gekoppelte Prozessgruppen verallgemeinert. In dieser Verallgemeinerungsebene können folgende Differenzierungsfaktoren der regelhaften Anordnung von Böden herausgestellt werden:

1. Relief
2. Substrat
3. Grund- /Überflutungswasser
4. Technologene Umwandlung und Versiegelung

Für die aus diesen Merkmalen ableitbaren Hauptformen der regelhaften Anordnung von Böden wird der Begriff *Gefügestil* vorgeschlagen. Der Gefügestil verallgemeinert räumliche Strukturmerkmale der Bodendecke in Beziehung zu Genese und Prozess. Der Begriff Gefügestil wird gewählt, um einerseits den Bezug zum räumlichen Gefüge der Bodendecke zum Ausdruck zu bringen, andererseits aber um Verwechslungen mit dem Bodengefüge-Begriff im bodenphysikalischen Sinne auszuschließen.

Folgende Definition wird vorgeschlagen:

**Gefügestil:**

Zusammenfassung wesentlicher, auf Landschaftsprozesse orientierter raumstruktureller Eigenschaften der Bodendecke mit dem Ziel, Grundformen der Bodenvergesellschaftung sowohl in Hinblick auf Genese als auch das aktuelle Prozessgeschehen zu unterscheiden.

Der Gefügestil hat damit für eine Bodengesellschaftssystematik folgende Bedeutung:

1. Er verallgemeinert auf Landschaftsprozesse zurückführbare raumstrukturelle Eigenschaften.
2. Er weist Korrelationen zu Bodenfunktionen bzw. deren raumbezogenen Gradienten von Indikatoren/ Pedotransferfunktionen auf.

3. Er weist Beziehungen zu charakteristischen Anordnungsmustern von Böden auf.
4. Er stellt ein Hilfsmittel für die Abgrenzung von Bodengesellschaften bei Überschneidungsbereichen (z.B. Hang-Senke) dar.

Nach dem bisherigen Diskussionsstand werden unterschieden:

*Hanggefüge (Catenagefüge)* zeigt eine regelhafte Abfolge von Abreicherungs- und Anreicherungsböden in Gefällrichtung, hervorgerufen durch einseitig gerichtete Kopplung von Massenverlagerung (Bodenfließen, Hangkriechen, Erdrutsch), Oberflächenabfluss mit Wassererosion/ Sedimentation, Pflugerosion sowie hangparallelen Wasserzug mit Lösungstransport.

*Plattengefüge (Inzidenzgefüge)* zeigt eine regelhafte Anordnung der Böden in Abhängigkeit von den Substrat- und Nutzungsunterschieden, so dass vertikale Prozesse des geosystemaren Zusammenhangs dominieren und Kopplungen zwischen Böden allenfalls in kurzer Distanz auftreten, z.B. Verfüllen flacher Dellen durch Pflugarbeit, lateraler Lösungstransport entlang Tensions- und/oder Redoxgradienten an Nutzungsgrenzen.

*Senkengefüge (Infusionsgefüge)* zeigt eine regelhafte wechselseitige Kopplung der Böden in Abhängigkeit von wechselnden Überflutungs- (bzw. Überstauungs-) und/oder Grundwasserverhältnissen. Bei Niedrigstand erfolgt lateraler Transport in Richtung der tiefsten Reliefposition, bei Hochstand in Richtung der höheren Reliefpositionen.

*Anthrogefüge* zeigt ein (vom Menschen verursachtes) willkürliches Nebeneinander versiegelter Böden und Böden sowohl anthropogener als auch natürlicher Litho- und Pedogenese und schließt technogen völlig umgestaltete Böden mit eigenständiger Lithogenese (Abraum, Rekultivierungsflächen) ein. Kopplungen eines Hang- und Senkengefüges sind willkürlich unterbrochen und damit nicht klassifizierbar.

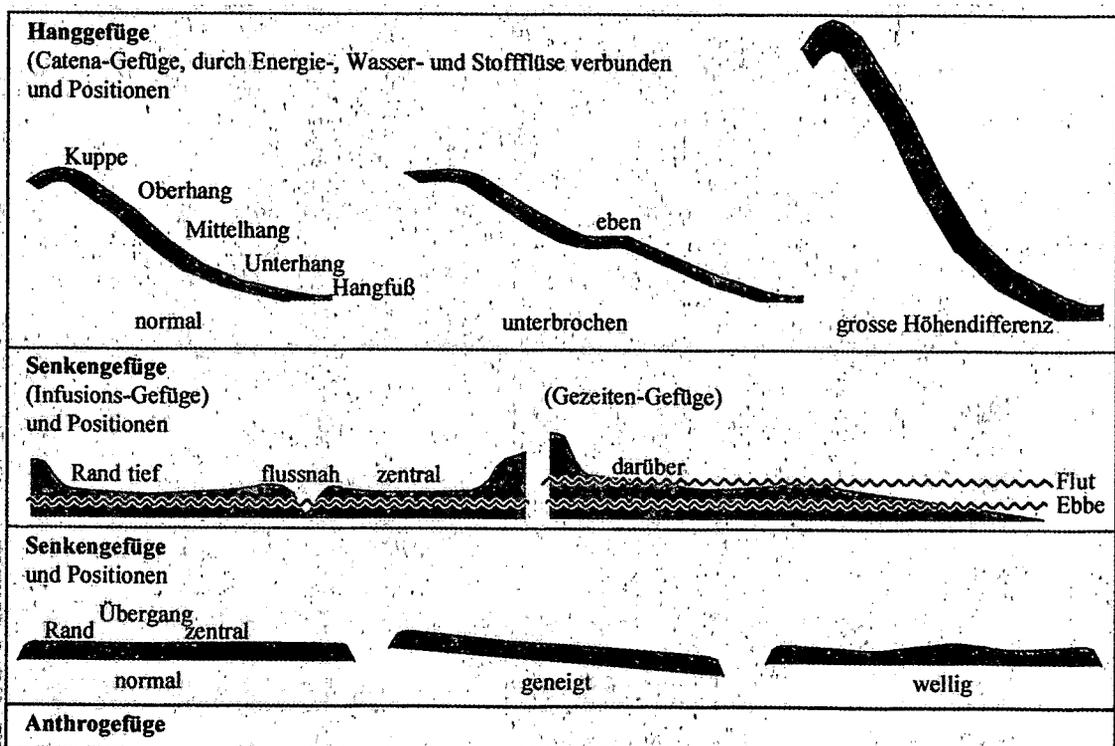


Abb.2: Gefügestile, Grund- und Subtypen

Die Grundtypen ermöglichen aufgrund ihrer allgemeinen Ansprachemerkmale Unterteilungen, die auch für die Klassifizierung von Bodengesellschaften wichtig sind. Dazu gehört beim Hanggefüge beispielsweise die Unterteilung in Steilhang- und Flachhanggefüge oder die Berücksichtigung eines Stufenhanggefüges mit Unterbrechungen der Transportprozesse. Für Plattengefüge kann die Unterteilung nach (geringfügigen) Neigungen oder dem Mikrorelief (eben-bewegt) Das Senkengefüge kann differenziert werden in Auen-, Binnen-, Moor- und Gezeitensenken, womit jeweils charakteristische Erscheinungsformen des Landschaftswasserhaushalts unterschieden werden können. Die Einbeziehung dieser Unterteilungen in die Klassifikation ist zwar in Ansätzen diskutiert, aber bisher nicht gelöst. Abb. 2 zeigt Beispiele der Gliederung des Gefügestils.

Die Begriffe Hang-, Senken- und Plattengefüge sind relativ anschaulich, haben Bezug zu geomorphen Einheiten und sind durch vorliegende Kartierungen (MMK) eingeführt; sie haben den Nachteil des geomorphologischen Hintergrundes. Die begriffe Catena-, Inzidenz- und Infusionsgefüge bringen stärker die prozessualen Zusammenhänge zum Ausdruck und sind im wissenschaftlichen Sprachgebrauch möglicherweise vorzuziehen. Die Entscheidung darüber sollte Gegenstand weiterer Diskussionen sein.

#### Lithogenetische Substratgruppe:

Eine geeignete zusammenfassende Gruppierung von Ausgangsgesteinen für eine Klassifikation von Bodengesellschaften auf einem höherem Klassifikationsniveau fehlt, sie ist aber für das Verständnis der genetischen Zusammenhänge von grundsätzlicher Bedeutung. Die spezifische Bedeutung liegt darin, dass weder die für die Bodenbeschreibung zur Verfügung stehenden Gliederungen der Substrate noch eine rein geologische Differenzierung nach Gesteinsgruppen ausreichend ist. Vielmehr müssen die Tiefenstufen im Überschneidungsbereich Boden – Untergrund deutlich stärker zum Ausdruck kommen, um die Eigenschaften und Prozesse in Bodenvergesellschaftungen verstehen zu können. Wesentlich für die Differenzierung von Bodengesellschaften und damit für das Verständnis ihrer Genese ist deshalb die Kombination aus petrographischen Merkmalen (mineralogisch-chemische Zusammensetzung, Verwitterungscharakter) des Untergrundes und den bodenbildenden Substraten. Das erfordert eine eigenständige zielorientierte Gruppierung von Bodenausgangsgesteinen unter Beachtung der Prozesse der Verwitterung, Um- und Wechsellagerung sowie Überlagerung von Gesteinen bzw. Substraten.

Ein erster Ansatz kann in einer Gruppierung von Fest- und Lockergesteinen gesehen werden, die nach „Leit-Gesteinen“ vorgenommen wird, denen weitere Gesteine aufgrund ähnlicher Eigenschaften zugeordnet werden können. Die Differenzierung durch Überlagerung, Umlagerung, Beimengung kann ergänzend erfolgen, so dass Gruppierungen zustande kommen, die für das angestrebte Klassifikationsziel geeignet sind. Dafür wird als Arbeitsbegriff „Lithogenetische Substratgruppe“ vorgeschlagen. Beispiele dieser Art sind:

saure Plutonite (Granitgestein), fließerdereich  
saure Plutonite (Granitgestein), löblehmbedeckt  
Sandlöß, moräneunterlagert  
Moränensand, skelettreich

(Mögliche Bezeichnungen sind bewusst nebeneinander gestellt worden, um endgültige Lösungen der weiteren Diskussion vorzubehalten).

Ein erster Vorschlag zur Verwendung auf Klassenniveau orientiert sich an mitteleuropäischen Verhältnissen und stellt folgende Gruppierung von Ausgangsgesteinen zur Diskussion:

#### Festgesteine

Magmatite:	Plutonit Vulkanit jeweils: sauer intermediär basisch
Metamorphite:	Tonschiefer (einschließl. weitere schwach metamorphe Gesteine) Glimmerschiefer/ Gneis Metamorphe Kalksteine
Sedimentite:	Konglomerat Sandstein Schluffstein Tonstein Mergelstein Kalkstein

#### Lockergesteine

Lockergesteine der Kreide und des Tertiär:  
Sand, Ton

Quartäre Lockergesteine:  
Löß, Lößlehm  
Sandlöß  
Moränenlehm  
Moränensand  
Moränenkies  
Schotter  
Flusssand  
Flugsand  
Meeresedimente (Watt-...)  
Seesedimente (See-...)

Anthropogene Lockergesteine:  
Bauschutt  
Schlamm  
Deponiemüll

Möglichkeiten der weiteren Differenzierung nach dem Bodenausgangsgestein sind u.a.:

Kategorisierung der Schlufflehm-, Lößlehm- und Lößbeteiligung nach:

- löblehm-, schluff(lehm)frei
- schluffarm (löblehmarm); z.B. geringe Lößlehm-beteiligung in Schuttdecken (Hauptlage) oder örtlich schluffreiche Deckschichten von < 3 dm Mächtigkeit
- löblehmbeeinflusst (schluffbeeinflusst); z.B. örtlich Lößlehm- oder Schluffdecken von 3 – 7 dm Mächtigkeit
- löß- oder löblehmreich: Löß oder Lößlehm verbreitet in Mächtigkeiten von > 7 dm in bestimmten Reliefpositionen, z.B. an Unterhängen und bis in den Mittelhangbereich

- löß- oder lößlehmbedeckt: bis auf bestimmte Reliefpositionen (z.B. Oberhänge, Hochflächenränder) weitgehend von Löß oder Lößlehm bis > 7 dm bedeckt

Kategorisierung Fließerdebeteiligung nach:

- fließerdebeeinflußt: örtlich Fließerdedecken
- fließerbereich: Fließerden verbreitet in bestimmten Reliefpositionen (z.B. an Unterhängen und im Mittelhangbereich) und z.T. in größeren Mächtigkeiten
- fließerdebedeckt: bis auf bestimmte Reliefpositionen (z.B. Oberhänge, steilere Hangpartien) von Fließerden bedeckt

Kategorisierung der Sandbedeckung (äolisch, fluviatil) nach:

- sandbeeinflußt: örtliche Sandbedeckung in Mächtigkeiten bis 7 dm oder flächenhafte geringmächtige (< 3 dm) Überdeckung oder Beimengung von allochthonen Sanden
- sandbedeckt: bis auf bestimmte Reliefpositionen weitgehend von Sand überdeckt (Mächtigkeiten bis > 7 dm)

Kategorisierung der Wechsellagerung von Gesteinen im oberflächennahen Bereich (bis 5 m) sowie Ausstreichen von Schichten, z.B.:

- wechsellagernd/ mit Zwischenlagen: Tonlagen-Sandstein, Sandlagen-Tonstein, Kalkstein-Mergelsand-Tonstein-Wechsellagerung
- über-/ unterlagernd: z.B. Flugsand, moränenunterlagert; Moor, sandunterlagert

Ein entsprechendes Regelwerk ist zukünftig noch zu erarbeiten.

Neben Relief, Gestein und Mensch bedingen auch die übrigen Faktoren der Bodenbildung wie Klima, Organismen und Alter der Landoberflächen unterschiedliche Bodengesellschaften. So sind z.B. in Deutschland Löß- bzw. Mergel-Platten warm-trockener Klimate durch Tschernoseme als Leitböden charakterisiert, feuchter Klimate hingegen durch Lessives und kühl-nasser Klimate durch Pseudogleye. Sand-Hänge zeigen (als Klimaxbildungen) im atlantisch getönten Nordwesten Deutschlands Podsole, unter kontinental getönten Klimabedingungen hingegen Braunerden. Der Klimaeinfluss lässt sich mithin substrat- und gefügestilspezifisch durch die Angabe von Leitböden kennzeichnen.

Das Verbreitungsmuster bestimmter Organismengesellschaften ist die Folge bestimmter Standortverhältnisse und korreliert daher mit dem Auftreten bestimmter Böden (bzw. Bodenformengesellschaften). Damit wäre deren separate Berücksichtigung nicht erforderlich.

In den niederen Breiten sind präquartäre, mithin alte Landoberflächen durch Gesellschaften extrem stark verwitterter Böden charakterisiert. In Deutschland treten derartige Gesellschaften (fast) nicht auf, da frühere Böden älterer Landoberflächen durch glazigene und/oder periglaziale Prozesse zerstört wurden.

### 3.2 Bodensystematische Einheiten als Komponenten der Bodenvergesellschaftung

Die konkrete Bestimmung der Bodenvergesellschaftung erfordert Ordnung und Auswahl der bodensystematischen Einheiten. Im Unterschied zu den genetischen und prozessrelevanten Merkmalen, die stärker übergeordneten Charakter haben, muß das bodensystematische Inventar in nahezu allen Hierarchiestufen einer möglichen Klassifikation präsent sein. Deshalb haben Bodenformen mit hohem diagnostischen Wert zentrale Bedeutung. Es geht bezüglich der Klärung der bodensystematischen Einheiten als Komponenten der Bodenvergesellschaftung um

- Auswahl der bodensystematischen Kategorien für Bodenvergesellschaftungen
- Festlegung von Kriterien für diagnostische Böden.

Die Auswahl der bodensystematischen Kategorie orientiert zunächst auf die zentrale Einheit der Bodengesellschaftssystematik, den *Bodengesellschaftstyp*. Dieser sollte in seiner Ausstattung mit bodensystematischen Einheiten so charakterisiert sein, dass er - ähnlich der Stellung des Bodentyps in der Systematik - die zentrale Stellung innerhalb einer Klassifikation von Bodengesellschaften dokumentiert. Von dieser Stufe aus sind sowohl Zusammenfassungen als auch Differenzierung möglich. Als bodensystematisches Niveau, das dieser Zielstellung gerecht wird, wird in der Regel die Kombination aus

Bodensubtyp + Substratklasse (= Substratartenhauptgruppe mit Angabe eines Substratwechsels in einem von zwei Tiefenbereichen)

vorgeschlagen. Dies ermöglicht eine hinreichende Differenzierung, hinsichtlich der Bodensystematik z.B. bis zu den Übergangssubtypen, hinsichtlich der Substrateinstufung bis zur Angabe von 2 Tiefenstufen (3 - 7 dm und 7 - 12 dm) der jeweiligen Hauptbodenarten. Zu Zusammenfassungen bzw. Differenzierung s. Pkt. Systematik.

Die Festlegung von diagnostischen Böden und ihrer Kriterien dient der einheitlichen und vergleichbaren Auswahl der Böden für die Kennung von Einheiten der Bodengesellschaftssystematik. Es werden die Begriffe *diagnostische Böden*, *Kennbodenform* und *Differentialbodenform* vorgeschlagen, und zwar mit folgenden Definitionen:

**Diagnostische Böden:** Bodensystematische Einheiten mit entsprechender Substratkennzeichnung, die das Erkennen einer Bodengesellschaftseinheit und deren eindeutige Kurzcharakterisierung gestatten. Häufig ist das bereits mit 1 - 3 bodensystematischen Einheiten möglich.

Diagnostische Böden werden unterteilt in:

**Kennbodenformen:** Bestimmende Böden einer Bodengesellschaft mit hoher Stetigkeit (> 60 %) und in der Regel hohem Flächenanteil

**Differentialbodenformen:** Böden einer Bodengesellschaft mit hoher Stetigkeit (> 60 %), aber unterschiedlichem oder untergeordnetem Flächenanteil, die wesentliche Züge der regelhaften Vergesellschaftung zum Ausdruck bringen.

Um die Inventarkennzeichnung von Bodengesellschaften zu vervollständigen, sind Regeln für die Kombination von bodensystematischen Einheiten in Beziehung zum Charakter der Vergesellschaftung notwendig. So sollten

die Kennbodenformen beispielsweise in Beziehung zum Gefügestil in folgender Reihenfolge genannt werden:

- bei Hanggefüge vom Oberhang zum Unterhang,
- bei Plattengefüge von innen nach außen (oder nach Dominanz),
- bei Senkengefüge von innen nach außen,
- bei Anthrogefüge von innen nach aussen (oder nach Dominanz)

#### 4. Hierarchisches Klassifikationssystem

(AK-Protokolle 11/98, 02/00, 11/00, 02/01; Vorlage Jahn 02/01, Vorlage Wittmann 02/99; VÖ Wittmann 1999, VÖ Jahn et al. 2000, 2002; Wittmann-Brief 03/02)

Inhalt der Bodengesellschaftssystematik ist eine hierarchische Struktur, die in Anlehnung an die Bodensystematik in mehreren Ebenen jeweils typische Merkmale bzw. Merkmalskombinationen berücksichtigt. Ausgehend von den leitenden Kriterien eines solchen Systems wird vorgeschlagen

- die übergeordneten Einheiten vorwiegend nach den stofflichen Beziehungen (Differenzierungsfaktoren),

- die stärker untergeordneten Einheiten vorrangig nach dem Bestand der vergesellschafteten Böden

zu bestimmen. So wird vorgeschlagen als Definitonsmerkmal der höchsten Kategorie den Gefügestil heranzuziehen. Das bedeutet, dass unabhängig vom jeweiligen Boden-Inventar der Stofffluß-Charakter im System Priorität hat. Das bedeutet in gewissem Sinne Korrespondenz zu geomorphen Einheiten und damit zu den Grundzügen des Landschaftswasserhaushalts. Dieses Kriterium ist dem Definitonsmerkmal „Wasserregime“ für die Abteilung in der Bodensystematik adäquat. Untergeordnet wird nach lithogenetischen Substratgruppen oder (alternativ) nach Unterteilungen der geomorphen Einheiten (Stufenhang, Steilhang, Plateau, Gezeitensenke, ...) differenziert, bis dann in den hauptsächlichsten Kategorien, die Bodendecke in ihrem Grundcharakter erfassen, die Kombination von Bodentypen bzw. Bodenformen leitendes Kriterium wird. Ab dieser Stufe (Verband) wird vorgeschlagen, die Gesellschaftseinheiten ausschließlich durch Zusammenfassung von untergeordneten Stufen zu definieren.

Im Folgenden wird eine Übersicht über die Kategorien mit Definitionen und Beispielen gegeben:

#### BODENGESELLSCHAFTSABTEILUNG

Kriterium: Gefügestil

Zusammenfassung aller Bodengesellschaftseinheiten nach dem Gefügestil

#### BODENGESELLSCHAFTSKLASSE

Kriterium: Kombination von Gefügestil und lithogenetischer Substratgruppe

- Beispiele: (Bodengesellschafts)klasse der Granitgestein – Hanggefüge  
(Bodengesellschafts)klasse der Tonstein – Plattengefüge  
(Bodengesellschafts)klasse der Moränenlehm – Senkengefüge  
(Bodengesellschafts)klasse der Bauschutt – Anthrogefüge

#### BODENGESELLSCHAFTSVERBAND

Kriterium: Ausstattung an Bodentypen bei gleicher lithogenetischer Substratgruppe wie Bodengesellschaftsklasse

- Beispiele: Braunerde-Gley-Verband ..der Granitgestein - Hanggefüge  
Pelosol-Pseudogley-Verband ..der Tonstein - Plattengefüge  
Pseudogley-Gley-Verband ..der Moränenlehm – Senkengefüge  
Pararendzina-Syrosem-Verband .. Bauschutt – Anthrogefüge

(hier und bei den tieferen Niveaus ist noch offen wie in den Fällen verfahren wird in denen sich eine Bodengesellschaft über zwei oder mehrere Substratgruppen erstreckt.)

#### BODENGESELLSCHAFTSTYP

Kriterium: Ausstattung an Bodensubtypen (1 – 3) in Kombination zu Substratklassen als Kenn-Bodenformen

- Beispiele: Podsol-Braunerde/Normgley – Bodengesellschaft aus Grussand  
Braunerde-Pelosol/Pelosol-Pseudogley – Bodengesellschaft aus schuttführendem Ton  
Fahlerde-Pseudogley/Kalkgley – Bodengesellschaft aus Sand über Moränenlehm

#### BODENGESELLSCHAFTSSUBTYP

Kriterium: Abweichung vom Typ durch Differentialbodenformen der Ebene Bodensubtyp und Substrattyp

- Beispiele: Podsol-Braunerde/ Braunerde-Ranker/Normgley – Bodengesellschaft aus skelett-führendem Grussand  
Braunerde-Pelosol/ Pelosol-Pseudogley/ Stagnogley – Bodengesellschaft aus schuttführendem Ton  
Fahlerde-Pseudogley/ Gley-Kolluvisol/Kalkgley – Bodengesellschaft aus kiesführendem Lehmsand über Moränenlehm

In der Diskussion ist die Unterscheidung zwischen

- Norm-Bodengesellschaftssubtypen und
- Abweichungs-Bodengesellschaftssubtypen

Dabei sind zur weiteren Differenzierung das Varietät-Niveau der Bodensystematik bzw. das Substrattypenniveau der Substratsystematik heranzuziehen. Die Abweichungs-

typen erfassen z.B. Bodengesellschaftssubtypen mit Differentialbodenformen aus anderen Bodengesellschaften.

Die Beispiele haben zur Erläuterung des Prinzips zusammenfassenden Charakter. In der detaillierten Darstellung sollten die jeweiligen Kenn- und Differentialbodenformen

in ihrer bodensystematischen Stellung in direktem Zusammenhang mit den Substrattypen angeführt werden.

Zusammengefaßt ergibt sich folgende Struktur der Bodengesellschaftssystematik:

Tab. 1: Hierarchische Struktur der Bodengesellschaftssystematik und Kurzdefinitionen

Gleicher Gefügestil (Wasser- u. Transport regime)  - Hang- - Senken- - Platten- - Anthrogefüge	<b>Bodengesellschafts-<u>abteilung</u></b>				
	<b>Bodengesellschafts-<u>klasse</u></b>				
	Gleiche lithogenetische Substratgruppe	<b>Bodengesellschafts-<u>verband</u></b>			
		<b>Bodengesellschafts-<u>typ</u></b>			
	Gleiche Ausstattung an Bodenformen (Bodentyp, Substrat Gruppe)	<b>Bodengesellschafts-<u>subtyp</u></b>			
Gleiche Ausstattung an dominanten und Kennbodenformen (Subtyp + Substratklasse)		Auftreten einer Differentialbodenform (Subtyp + Substratklasse)	offen für weitere Untergliederungen	rungen	

### 5. Modul-Konzept zur inhaltlichen Untersetzung

(DFG-Antrag 11/00; VÖ Jahn et al. 2002)

Die Bodengesellschaftssystematik mit ihren relativ abstrakten Definitionsmerkmalen kann durch Charakteristiken und Zusammenfassungen ergänzt werden, die weitere Aussagen zum Vergesellschaftungscharakter sowie zu ihrer ökologischen Bedeutung ermöglichen. Damit kann einem Mangel formaler Gliederungen, der teilweise auch in konventionellen Bodenkarten sichtbar wird, begegnet werden. Es geht um die verallgemeinerte Darstellung von prinzipiellen räumlichen Bezügen, zum Charakter von Stoffflüssen oder von Funktionen (Quelle, Senke) einzelner Böden in der Landschaft. Es handelt sich um Aussagen, die gewissermaßen Transformationsschritte darstellen, um Bodenvergesellschaftungen für Anwendungsziele zu beurteilen. Auch wenn entsprechende Methoden bisher nur in Ansätzen vorhanden sind, ist es doch wichtig, bereits bei der Entwicklung einer allgemeinen Klassifikation auf notwendige praxisrelevante Ergänzungen hinzuweisen. Hierzu bestehen erste Vorstellungen, die der weiteren Konkretisierung und Überprüfung bedürfen:

#### Modul Vergesellschaftungsparameter

- Stetigkeit des Auftretens      Angabe in Zahl oder Klasse
- Flächengröße der Areale      Angabe in Zahl oder Klasse
- Soziol. Funktion der Glieder    diagnostisch, vergesellschaftet, differenzierend
- Genet. Funktion der Glieder    Transformations-, Quell-/Abreicherungs-, Anreicherungsfunktion

#### Modul Stoffflussparameter

- z.B. Fe, Mn von A nach B
- z.B. Erosion von C nach D

#### Modul Ökologie

- Wasserhaushalt                    (trocken, feucht, Speicherkapazität)
- Trophie                              (nährstoffarm, reich)
- Durchwurzelungstiefe            (dm)

In ähnlicher Weise lassen sich die Parameter zur **Beschreibung der räumlichen Eigenschaften von Bodenvergesellschaftungen** formalisieren (King et al. 1994, Ibanez et al. 1995, Schmidt 1997), z.B.

- Verteilung der Glieder            regulär, zufällig, lokalisiert
- Form der Glieder                    einfach, kompliziert, Grenzlänge
- Nachbarschaftsbeziehungen    einfach, mehrfach, häufig, generell
- Grenzkontakte                      sehr scharf, scharf, allmählich
- Heterogenität der Vergesellschaftung Diversitätsindices, evenness index, patchy richness...
- Verteilungsmuster                  kompakt, gelappt, konzentrisch....

Ein solches offenes Modulkonzept ist erweiterbar und kann auf die jeweils verfügbaren Bodendaten angepasst werden. Anhand der einzelnen Module sind sowohl formal-systematische als auch anwendungsbezogene thematische Zusammenfassungen nach verbindlichen Kriterien möglich. Insofern wird ein solches Konzept zur inhaltlichen Unter- setzung der Bodengesellschaftssystematik als eine wichtige Erweiterung in Bezug auf die Anwendbarkeit gesehen.

### 6. Methoden zur Ableitung von Bodengesellschaften

(AK Protokolle 02/99, 11/99; VÖ Wittmann 1999; Wittmann-Brief 07/02; Wittmann-Vorlage 01/03, 06/03)

Die Ableitung von Einheiten der Bodengesellschaftssystematik erfolgt induktiv-synthetisch aus einer Anzahl von Sequenzaufnahmen im Gelände oder aus geeigneten Bodenkarten. Die präzise Aufnahme ist – zumindest in der Phase der Auswahl und Begründung der hauptsächlichen Bodengesellschaftstypen – relativ aufwendig und erfordert einheitliche Vorgehensweisen, z.T. mit statistischer Absicherung. Ziel muss es sein, die für die Einordnung wesentlichen Kriterien und Parameter (Gefügestil, Lithogenese, Bodenformeninventar mit Stetigkeiten und Deckungsgrad...) zuverlässig aus den Ausgangsdaten

abzuleiten. Die dabei anzuwendende Vorgehensweise sollte folgende Hauptschritte beachten:

- 1.) Auswahl der zu erwartenden regelhaften Abfolgen in Anlehnung an die Kriterien des Gefügestils bzw. nach geomorphen Einheiten
- 2.) Ermittlung der vergesellschafteten Böden durch Aufnahmen in regelmäßigen Abständen aus großmaßstäbigen Bodenkarten oder Geländeaufnahmen
- 3.) Aufstellung einer Inventarliste mit den ermittelten Bodenformen und Angabe folgender Parameter: Relief form bzw. Position, Deckungsgrad/ Flächenanteil der einzelnen Bodenformen
- 4.) Statistische Auswertung mit Errechnung von Stetigkeit und mittlerem Deckungsgrad sämtlicher Bodenformen und Ermittlung der diagnostischen Böden nach Kenn- und Differentialbodenformen
- 5.) Berücksichtigung aller Bodenformen (Abreicherung – Anreicherung, erodierte Böden – Kolluvisole) und ergänzenden Merkmale (Stoffflussmodul), die Hinweise auf laterale Beziehungen des Stofftransports geben
- 6.) Bestimmung des Bodengesellschaftstyps/ -subtyps mit Angabe der Kriterien für die Stellung in der Bodengesellschaftssystematik.

Im Einzelnen werden folgende Schritte der Ermittlung vorgeschlagen:

Zu 1.: Die vorläufige Zuordnung der zu analysierenden Bodenvergesellschaftung zum Gefügestil sollte am Anfang der Ermittlungen stehen, d.h. die entsprechenden Ausgangsmaterialien (Bodenkarten, Geländeaufnahmen) sind entsprechend den Gefügestilkriterien zu segmentieren, um die Bodeninventare in Beziehung zum Gefügestil ermitteln zu können. Dies ist häufig nach geomorphologischen Merkmalen (z.B. Oberhang – Unterhang – Abfolgen für Hanggefüge, Tal-/ Hohlformenquerschnitte für Senkengefüge, ebene Lagen mit geringer Reliefgliederung für Plattengefüge in erster Näherung möglich. Auch entsprechende Daten digitaler Geländemodelle stellen vergleichbare Ausgrenzungshilfen dar. Zu beachten sind Überschneidungsbereiche in den Fällen, in denen diagnostische Böden Doppelfunktion in benachbarten Gefügen aufweisen. So ist der Boden in Wasserscheiden- bzw. Top-Position unter Umständen Anfangsglied zweier unterschiedlicher Hanggefüge oder eines Hanggefüges und eines Plattengefüges in Nachbarschaft. Auch Kolluvien können entsprechende Doppelfunktion als Endglied eines Hanggefüges und Randglied eines Senkengefüges aufweisen. D.h.: Die Grenzen der Gefügestile bestimmen zugleich die Grenzen der pedosynsystematischen Einheiten Neben diesen Grobansprachen sollte versucht werden, die Beziehung zu Stoffflüssen in der Landschaft als Modellvorstellung heranzuziehen. Untersuchungen zu Stoffflussprozessen in heterogenen Bodeneinheiten (Bodenkatenen, Täler und Niederungen) erfolgen häufig mit hohem experimentellen Aufwand ohne dass ihre Einbindung oder ihre Gültigkeit für den jeweiligen Bodengesellschaftstyp getestet würde. Deshalb kann die Nutzung entsprechender Ergebnisse unter Berücksichtigung ihrer regionalen Verallgemeinerungsfähigkeit für die Differenzierung der Gefügestile hilfreich sein. In diesen Fällen ist auch die Einbindung in eine großmaßstäbige

Bodenkartierung oder der Repräsentanz-Nachweis durch Ermittlung von Bodensequenzen in der Umgebung wesentlich für die Verallgemeinerung, weil dadurch der Zusammenhang von Bodenvergesellschaftung und Prozessgeschehen bestätigt werden könnte.

Zu 2.: Ermittlung der vergesellschafteten Böden

Zur statistischen Ermittlung von Stetigkeiten und Flächenanteilen der diagnostischen Böden von Bodengesellschaftseinheiten ist eine hinreichend große Zahl von Sequenzaufnahmen oder ähnlichen Daten nötig. Dabei gilt als Mindestanforderung: Häufigkeit und Flächenanteil der Bodenformen müssen statistisch erfasst oder zumindest sicher abgeschätzt werden können. Geeignete Grundlagen für die Aufnahme sind:

- Sequenzen aus Bodenkarten 1:25 000 und größer, unter der Voraussetzung, dass weitgehend homogene Bodenareale ausgegrenzt worden sind; zur Abschätzung der Flächenanteile sollten bandförmige Streifen (200 – 300m breit in der Natur) herangezogen werden.
- Lineare Transekte (Bohrserien, Trassenaufnahmen etc.); unter der Voraussetzung, dass die Streckenlängen mit Flächenanteilen korrelieren, sollten jeweils mehrere Wiederholungen erfasst werden; regelmäßige Abstände sind unverzichtbar für eine korrekte und reproduzierbare Auswertung; die Abstände entlang eines Transektes können jedoch landschaftsbezogen variieren, z.B. 10 m im Jungmoränengebiet, 50 m in Lößlandschaften.

Um einen Überblick über größere Gebiete zu erhalten, ist es angebracht, z.B. Bohrserien über eine zu erfassende Landschaft weiträumig zu verteilen. Die Auswahl typischer, in Relief, Geologie und Bodenformenausstattung voraussichtlich vergleichbarer Bodenvergesellschaftungen im Zug der Aufnahme erleichtert zwar die Auswertung, ist jedoch nicht Bedingung, da ein wesentlicher Teil der statistischen Bearbeitung (s. Pkt. 4) in der Sortierung besteht

- Auswertung digitaler Bodenkarten 1: 25 000 mittels GIS (Flächenanteile, Nachbarschaften), ggf. Verschneidung mit DGM.

Für den differenzierenden Vergleich und zur Ermittlung der Stetigkeit und somit des diagnostischen Wertes der Bodenformen sollten wenigstens 8 – 10 Aufnahmen (Wiederholungen) zur Verfügung stehen.

Zu 3.: Die Aufstellung der Inventarliste sollte alle verfügbaren bzw. relevanten Boden- und Standortparameter umfassen; dazu gehören

- Bodenform (boden- und substratsystematische Einheit)
- anthropogene Veränderungen (Erosion, Auftrag) bis hin zu Kultusolen
- Reliefparameter: Position, Exposition, Inklination
- Deckungsgrad (Flächenanteil, bezogen auf die Bodenvergesellschaftung und den betreffenden Gefügeabschnitt).

Zu 4.: Die Ergebnisse der statistischen Auswertung der z.T. aufwändigen Ermittlung können nach Stetigkeitsklassen und Flächenanteilstufen bewertet werden, um auf dieser Grundlage die diagnostischen Böden zu bestimmen.

Das kann durch Tabellenarbeit - auch EDV - gestützt - erfolgen.

Folgende Einteilungen werden vorgeschlagen:

**Stetigkeit:** Häufigkeit des Vorkommens von Bodenformen (in %), bezogen auf gesellschaftsrelevante Reliefpositionen jeweils vergleichbarer Aufnahmeflächen (ohne Berücksichtigung ihrer Flächenanteile)

Skala: + bis 10 %	III 40 - 60 %
I 10 - 20 %	IV 60 - 80 %
II 20 - 40 %	V 80 - 100 %

**Deckungsgrad:** Flächenanteil der Bodenform in der Gesellschaft bzw. im jeweiligen Reliefbereich. Gesellschaftsrelevante Reliefpositionen bzw. Reliefbereiche

sind z.B.

- beim Hanggefüge Oberhang (O), Mittelhang (M), Unterhang (U). Hangfuß (F),
- beim Plattengefüge Zentrallage (Z), Randlage (R),
- beim Senkengefüge Zentrallage (Z), Tiefenlage (T), seitliche Lage, Randlage (R)

Skala: 1 bis 5 %	4 50 - 75 %
2 5 - 25 %	5 über 75 % Flächenanteil
3 25 - 50 %	

zu 5.: Die Gesamtheit der ermittelten Daten dient dem Abgleich der Parameter und vervollständigt die Aussagen über die Bodengesellschaft. Diese ergänzende Auswertung erfordert u.a.

- den Vergleich der Bodenformenausstattung der unterschiedlichen Sequenzen und Trassen, um die Aussagen bezüglich der typischen Verhältnisse und evtl. Abweichungen sichern zu können,
- Die Beurteilung aller ermittelten Böden in Hinblick auf Stellung und soziologische Funktion (z.B. Anreicherung - Abreicherung, erodierte Böden - Kolluviole, Grundwasserabsenkung)
- Abgleich der Bodenformen und ihrer Abfolge mit dem Gefügestil und ggf. Korrektur der unter 1. getroffenen Aussage

zu 6.: Im Ergebnis erfolgt die Ableitung bzw. Zuordnung eines Bodengesellschaftstyps/ -subtyps im Vergleich zu den bereits vorhandenen bzw. theoretisch abgeleiteten Typen zur Bodengesellschaftssystematik bzw. die Ergänzung des System-Konzepts.

Die genannten Verfahren sind zusammengestellt worden, um prinzipielle Vorgehensweisen der Primärdatenerfassung herauszustellen. Diese werden in vielen Fällen notwendig sein, um die vorgesehene Bodengesellschaftssystematik objektiv zu begründen. Inwieweit Verfahren der Pedometrie (McBratney et al. 2000, Heuvelink & Webster 2001) die Auswertungstechniken weiter objektivieren bzw. vervollständigen können, ist bisher nicht geklärt, aber durchaus zu erwarten. Andererseits gibt es durch die Bodenkartierung und zahlreiche regionale Studien eine Fülle von Aussagen zur Vergesellschaftung von Böden, die für die vorgesehene Hierarchie -

wenn auch teilweise sicher mit Lücken - genutzt werden können. Es ist deshalb Aufgabe künftiger zielgerichteter Auswertung der vorhandenen Daten, die Methodik insgesamt zu vervollständigen.

## 7. Beispiele

Hier nicht ausgeführt, kann ergänzt werden durch folgende in den AK-Materialien dokumentierten Fälle:

- Braunerde/ Gley - Bodengesellschaft der schluffarmen Gneishänge (Wittmann 01/ 00)
- Lockerbraunerde/ Gley - Bodengesellschaft der schlufffreien bis schluffarmen Gneishänge (Wittman 01/ 00)
- Kalkpaternia/ Kalkpaternia-Gley - Bodengesellschaft mit Senkengefüge aus Fluvilehm (Wittmann 07/ 00)
- Braunerde - Bodengesellschaft der Lößlehmhänge (des Teriärhügellandes) (Wittmann 10/ 00)
- Braunerde/ Stagnogley/ Ockerbraunerde - Bodengesellschaft (Jahn 02/2001) der Sandstein - Hanggefüge
- Pseudogley-Parabraunerde/ Parabraunerde - Bodengesellschaft aus Moränenlehm- Plattengefüge (Blume 02/ 00)
- (Rumpf)parabraunerde/ Kolluvisol/ Niedermoor - Bodengesellschaft aus Moränenlehm - Hanggefüge (Blume 02/ 00)
- Pararendzina/ Parabraunerde/ Kolluvisol - Bodengesellschaft aus Moränenlehm-Hanggefüge (Schmidt 02/01)

Weitere Beispiele aus unterschiedlichen Landschaftsräumen liegen vor. Insgesamt können aus den AK-Unterlagen ca. 20 Bodengesellschaftstypen dokumentiert werden.

Zur Veranschaulichung wird nachfolgend ein Beispiel aus dem Schwarzwald ausgeführt. Es handelt sich um eine Braunerde/Stagnogley/Hanggley-Lockerbraunerde (Ockererde) -Bodengesellschaft unter Fichtenwald welche bereits von Schweikle (1973), Schlichting & Schweikle (1980), Bleich et al. (1987) und Sommer (1992) beschrieben wurde. Die Böden haben sich in periglazialen Schuttdecken des Plattensandsteins im Übergangsbereich von Hochflächen zum Hang entwickelt. Bedingt durch undurchlässige Toneinschlaltungen im Sandstein haben sich in flachen und offenen Dellen Stagnogleye entwickelt. In kleinen Depressionen kommen auch Moorstagnogleye vor. Bei freier Drainage haben sich saure Braunerden gebildet. Unterhalb der Stagnogleye, bei sich versteilemdem Gefälle und damit besserer Durchlüftung, treten Ockererden (nach DBG, 1998; (Hang)Gley-(Locker)Braunerde auf). Es liegt eine ausgeprägte Translokation von Fe und anderen Elementen von den Stagnogleyen zu den Ockererden vor.

### Bodengesellschaft

Abteilung:	Hanggefüge
Klasse:	Sandstein-Hanggefüge
Verband:	Braunerde/Stagnogley BG der Sandstein-Hanggefüge
Typ:	(Norm)Braunerde/Moorstagnogley BG aus Gruslehm der Sandstein-Hanggefüge
Subtyp:	(Norm)Braunerde/Moorstagnogley/ (Hang)Gley-(Locker)Braunerde BG aus Gruslehm der Sandstein-Hanggefüge

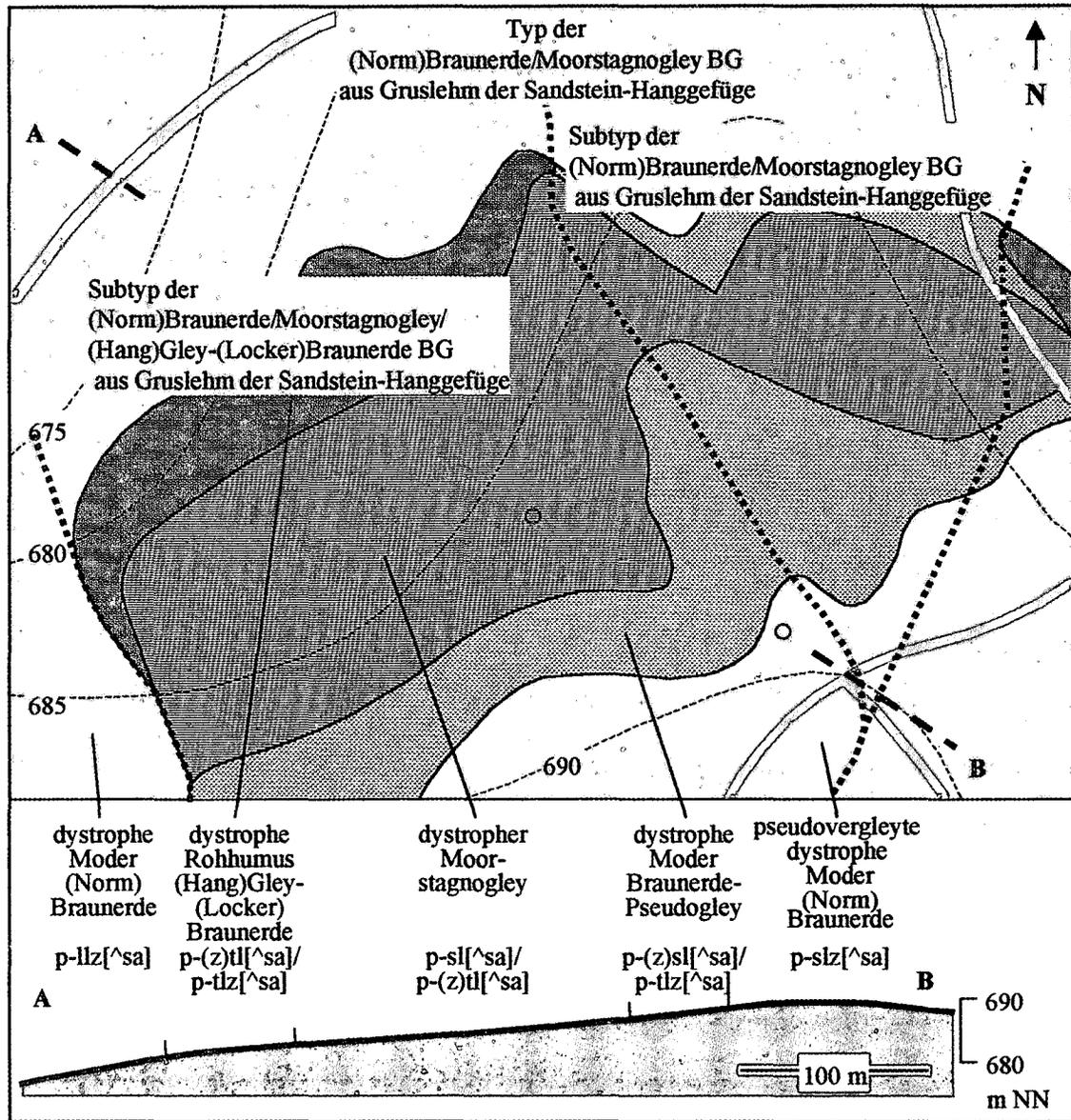


Abb. 3: Beispiel der Gliederung einer Bodenschaft in Bodengesellschaften.  
Bodenschaft im Schwarzwald mit sechs Pedokomplexen im Übergangsbereich von einem Sandsteinplateau zum Hang (Schweikle, 1973; Schlichting & Schweikle, 1980;)

**Landschafts-Kenndaten einer Bodengesellschaft**

Landschaftsraum	*)	Nordschwarzwald (Grömbach)
Meereshöhe untere Begrenzung	675	[m NN]
Meereshöhe obere Begrenzung	695	[m NN]
Hangneigung	3	[%]
Reliefintensität	32	[m/km] Höhe/Distanz
Gefügestil	*)	[Hanggefüge], Plateaurand
Reliefformtyp	KH/H	[Hängiger Kulminationsbereich/Hang]
Lage im Relief	K/O	[Kulminationsbereich/Oberhang]
Zerschneidung	--	keine
Lithogenetische Substratgruppe	*)	[Tonlagen-Sandstein] oberer Buntsandstein
Wasserflächen	--	keine
Jahresniederschlag	1200	[mm]
Jahresmitteltemperatur	6.5	[°C]
Land Nutzung	FH	[Hochwald]
Vegetation	FI	[Fichte] Fichtenforst mit Tanne und Kiefer, Bodenbedeckung mit Vaccinium und Spagnum

\*) Kurzzeichen noch nicht geregelt, ansonsten nach KA 4 oder Zahl

**Modul zur Definition von Bodengesellschaften**

Bodengesellschaftsglied	Stetigkeit des Auftretens	Flächenanteil	Soziologische Funktion	Genetische Funktion
s.dy.moBBn, p-slz[ <sup>^</sup> sa]	Klasse V	23 %	diagnostisch	Transformation
dy.moBB-SS, p-(z)sl[ <sup>^</sup> sa]/p-tlz[ <sup>^</sup> sa]	Klasse V	10 %	vergesellschaftet	Transformation
dy.SGo, p-sl[ <sup>^</sup> sa]/ p-(z)tl[ <sup>^</sup> sa]	Klasse V	33 %	diagnostisch	Quellfunktion
dy.roGGg-BBl, p-(z)tl[ <sup>^</sup> sa]/p-tlz[ <sup>^</sup> sa]	Klasse V	12 %	differenzierend	Anreicher. u. Transformation
dy.moBBn, p-llz[ <sup>^</sup> sa]	Klasse V	22 %	vergesellschaftet	Transformation

**Modul zur Beschreibung von Stoffflüssen zwischen den Gliedern einer Bodengesellschaft**

BG Glied	Stoffflüsse
BBn (1) BB-SS SGo GGg-BBl BBn (2)	

**Modul zur Beschreibung der räumlichen Eigenschaften einer Bodengesellschaft (KING et al., 1994)**

BG Glied	Verteilung	Verteilungs- muster	Nachbarschafts- beziehung	Grenzkontakt	Flächenmuster
BBn (1)	lokalisiert, Kuppe	gestaffelt	einfach, CMj	allmählich	einfach
BB-SS	lokalisiert, Kuppe- Depressionen.	gestaffelt	mehrfach, BBn (1), SGo	allmählich	komplex
SGo	lokalisiert, offene Hohlformen	gestaffelt	mehrfach, BB-SS, GGg-BBl	scharf	komplex
GGg-BBl	lokalisiert, unterhalb SGo	gestaffelt	mehrfach SGo, BBn (2)	scharf	einfach
BBn (2)	regulär	gestaffelt	einfach, GGg-BBl		einfach

**Modul zur Beschreibung ökologischer Funktionen/Potentiale der Bodengesellschaft und seiner Glieder**

BG Glied	ökologische Funktionen
BBn (1)	nährstoffarm
BB-SS	schwach vernässt, nährstoffarm
SGo	stark vernässt/nährstoffarm, Wasserspeicherung
GGg-BBl	nährstoffarm
BBn (2)	nährstoffarm

**Modul zur Beschreibung von Standorteigenschaften der Bodengesellschaft und seiner Glieder**

BG Glied	Ton kg/m <sup>2</sup> *)	OM- Speicherung kg/m <sup>2</sup> **)	Fe <sub>d</sub> kg/m <sup>2</sup> *)	pH H <sub>2</sub> O *)	KAK eff mol/m <sup>2</sup> *)
BBn (1)	226	n.d.	13.4	n.d.	n.d.
BB-SS	144	12 + 9	7.3	4.1	38
SGo	183	14 + 15	5.6	4.0	68
GGg-BBl	237	20 + 6	12.6	4.4	24
BBn (2)	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

\*) Mineralboden 1 m tief, \*\*) Mineralboden 1 m tief + org. Auflagen

**8. Grundzüge einer Bodengesellschafts-  
systematik Deutschlands**

(Vorlage Wittmann 02/01, 06/ 03; VÖ Schmidt 01)

Der Versuch, eine Bodengesellschaftssystematik aufgrund der Kriterien und Parameter sowie der vorgeschlagenen Hierarchie zusammenzustellen soll eine Übersicht über die Kategorien bzw. deren mögliche Besetzung geben. Da bei weitem nicht für alle Stufen und Untergliederungen genügend Belege vorhanden sind, kann der Vorschlag nur als erste Annäherung betrachtet werden. Um die mögliche Struktur zu verdeutlichen, werden vor allem die oberen Niveaus der Hierarchie (Abteilung, Klasse, Verband) berücksichtigt.

(Anmerkung zu Abkürzungen: BG = Bodengesellschaft; BGn = Bodengesellschaften)

**Abteilung: Bodengesellschaften mit Hanggefüge**

**BG-Klasse der Granit- und Porphyrgestein- Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Lockerbraunerde/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley/Gley-BGn

**BG-Klasse der Gneisgestein-Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/ Gley-BGn
- Verband der Lockerbraunerde-Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley/Gley BGn

**BG-Klasse der Glimmerschiefer und Ton- Schiefergestein-  
Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Ranker/Braunerde/Pseudogley/Gley-  
BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley-BGn

**BG-Klasse der Basaltgestein-Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/Parabraunerde/Pseudogley-  
BGn

**BG-Klasse der Sandstein-Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley/Gley-BGn
- Verband der Ranker/Podsol/Gley-BGn

**BG-Klasse der Tonstein-Hanggefüge**

- Verband der Pelosol/Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Pelosol/Pseudogley-BGn

**BG-Klasse der Kalkstein-Hanggefüge**

- Verband der Rendzina/Gley-BGn
- Verband der Rendzina/Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Hanggley/Pseudogley/Gley-  
BGn

**BG-Klasse der Löß- und Sandlöß-Hanggefüge**

- Verband der Pararendzina/Tschernosem/Kolluvisol-  
BGn
- Verband der Parabraunerde/Kolluvisol/ Gley BGn
- Verband der Parabraunerde/Pseudogley/Kolluvisol-  
BGn

**BG-Klasse der Moränenlehm/-sand- Hanggefüge**

- Verband der Braunerde/Parabraunerde-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley/Gley-BGn

**BG-Klasse der Sand-Hanggefüge**

- Verband der Regosol/Podsol/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Gley-BGn

**Abteilung: Bodengesellschaften mit Plattengefüge**

**BG-Klasse der Granit- und Porphyrgesteins- Plattengefüge**

- Verband der Pseudogley/Braunerde-BGn

**BG-Klasse der Glimmerschiefer- und Ton-  
schiefergestein-Plattengefüge**

- Verband der Pseudogley/Braunerde-BGn
- Verband der Braunerde-BGn

**BG-Klasse der Sandstein-Plattengefüge**

- Verband der Ranker/Podsol-BGn
- Verband der Braunerde/Podsol-BGn
- Verband der Pseudogley/Braunerde-BGn

**BG-Klasse der Tonstein-Plattengefüge**

- Verband der Pelosol/Pseudogley/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Pseudogley/Pelosol-BGn

**BG-Klasse der Kalkstein-Plattengefüge**

- Verband der Parabraunerde/Braunerde/Rendzina-  
BGn
- Verband der Pararendzina/Braunerde-BGn

**BG-Klasse der Löß-/Sandlöß-Plattengefüge**

- Verband der Tschernosem-BGn
- Verband der Parabraunerde/Tschernosem- BGn
- Verband der Pseudogley/Parabraunerde-BGn

**BG-Klasse der Moränenlehm/-sand- Plattengefüge**

- Verband der Fahlerde/Braunerde-BGn
- Verband der Parabraunerde/Pseudogley-BGn
- Verband der Parabraunerde/Kolluvisol-BGn
- Verband der Pseudogley/Gley-BGn

**BG-Klasse der Sand-Plattengefüge**

- Verband der Podsol/Braunerde-BGn
- Verband der Podsol/Braunerde/Gley-BGn
- Verband der Braunerde/Fahlerde-BGn

**Abteilung: Bodengesellschaften mit Senkengefüge**

**BG-Klasse der Grundgestein-Senkengefüge**

(Zusammenfassung Magmatite/Metamorphite)

- Verband der Gley/Hochmoor-BGn
- Verband der Hanggley/Hangmoor-BGn
- Verband der Pseudogley/Gley-BGn

**BG-Klasse der Sandstein-Senkengefüge**

- Verband der Gley-BGn

**BG-Klasse der Tonstein-Senkengefüge**

- Verband der Gley/Pseudogley/Pelosol-BGn

**BG-Klasse der Kalkstein-Senkengefüge**

- Verband der Kalkgley/Pseudogley-BGn
- Verband der Kalkgley/Niedermoor-BGn

**BG-Klasse der Löß-/Sandlöß-Senkengefüge**

- Verband der Pseudogley-BGn
- Verband der Gley/Pseudogley-BGn

**BG-Klasse der Moränenlehm/-sand- Senkengefüge**

- Verband der Gley/Braunerde-BGn
- Verband der Gley/Pseudogley-BGn
- Verband der Niedermoor/Pseudogley-BGn

**BG-Klasse der Sand-Senkengefüge**

- Verband der Gley-BGn
- Verband der Gley/Braunerde-BGn
- Verband der Anmoorgley-BGn

**BG-Klasse der Moor-Senkengefüge**

- Verband der Niedermoor/Anmoorgley-BGn
- Verband der Niedermoor-/Gley-BGn
- Verband der Niedermoor-BGn
- Verband der Hochmoor-BGn

**Abteilung Anthrogefüge**

(bislang nicht differenziert)

Die Übersicht ist unvollständig; u.a. fehlen Bodengesellschafts-Verbände der Täler und des Küstenbereichs. Es kann also nur darum gehen, die allgemeine Struktur der Systematik in den übergeordneten Kategorien zu verdeutlichen. So werden die 4 Abteilungen (Hang-, Platten-, Senken-, Anthrogefüge) in jeweils 8 – 10 Bodengesellschaftsklassen unterteilt, die jeweils 1 – 4 Bodengesellschaftsverbände enthalten. Insgesamt werden im vorliegenden Entwurf 59 Gesellschaftsverbände ausgewiesen. Stellt man sich die weitere Differenzierung in Bodengesellschaftstypen und -subtypen vor, ergibt sich eine beachtliche Vielzahl von Einheiten. Vor allem in den übergeordneten Kategorien dürfte deshalb weitere Zusammenfassung sinnvoll sein. Problematisch sind einige Benennungen (Platte - Plateau im Gebirgsbereich, Zusammenfassung von Gesteinsgruppen etc.). Dennoch ergibt die vollständige Bezeichnung auf dem Niveau des BG-Verbandes eine

plausible Gruppierung von Bodengesellschaften, wie folgende Beispiele verdeutlichen:

- Braunerde/Pseudogley/Gley-Bodengesellschaften der Granit- und Porphyrgestein-Hanggefüge
- Pararendzina/Tschernosem/Kolluvisol-Bodengesellschaften der Löß-/Sandlöß-Hanggefüge
- Ranker/Podsol-Bodengesellschaften der Sandstein-Plattengefüge
- Fahlerde/Braunerde-Bodengesellschaften der Moränenlehm/-sand-Plattengefüge
- Gley/Pseudogley/Pelosol-Bodengesellschaften der Tonstein-Senkengefüge
- Niedermoor/Anmoorgley-Bodengesellschaften der Moor-Senkengefüge

#### Literatur:

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage. Hannover, 392 S.
- Barrett, L. (1999): Particulars in Context: Maintaining a Balance in Soil Geography. *Annals of the Association of American Geographers* 89/ 4, 707 – 713
- Bleich et al. (1987): Mitteilung. *Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft* 54 (Profile D4-D6)
- Blume, H.-P.: Definition, Abgrenzung und Benennung von Bodenlandschaften. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 40, 169 – 176
- De Bruin, S., W.G. Wielemaker, M. Molenaar (1999): Formalisation of soil-landscape knowledge through interactive hierarchical disaggregation. *Geoderma* 91, 151 – 172
- DBG (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 86, 180 S.
- Fridland, V.M. (1974): Structure of the soil mantle. *Geoderma* 12, 35 – 41
- Haase, G. (1978): Struktur und Gliederung der Pedosphäre in der regionischen Dimension. *Beiträge zur Geographie Bd. 29, Supplementband.* Berlin: Akademie-Verlag, 250 S.
- Haase, G. u. R. Schmidt (1970): Die Struktur der Bodendecke und ihre Kennzeichnung. *Albrecht-Thaer-Archiv* 14/ 5, 399 – 412
- Heuvelink, G.B.M. u. R. Webster (2001): Modelling soil variation: past, present, and future. *Geoderma* 100, 269 – 301
- Hewitt, A.E. (1993): Predictive modelling in soil survey. *Soils and Fertilizers* 53/ 3, 305 – 314
- Ibanez, J.J., De-Alba, S., Bermudez, F.F., Garcia-Alvarez, A. (1995): Pedodiversity: concepts and measures. *Catena* 24, 215 - 232
- Jahn, R, R. Schmidt, O. Wittmann and H. Sponagel (2002): An Approach for a Hierarchical System to classify and to describe Soil Associations. *Abstracts of 17 th World Congress of Soil Science, Bangkok Thailand, 14-21 Aug. 2002. Abstracts Vol.II, p.826, CD-Rom, Abstract no. 1322; full paper (11 p.)*
- King, D., M. Jamagne, J. Chretien and R. Hardy (1994): Soil-space organization model and soil functioning units in Geographic Information Systems. *15 th World Congress of Soil Science, Acapulco Mexico, Transactions Vol. 6a, 743 – 757*
- McBratney, A.B., I.O.A. Odeh, T.F.A. Bishop, M.S. Dunbar, T.M. Shatar (2000): An overview of pedometric techniques for use in soil survey. *Geoderma* 97, 293 – 327
- Ruellan, A. (2002): Classification of Pedological Systems: a Challenge for the Future of Soil Science. *17 th World Congress of Soil Science, Bangkok Thailand, Symposium 21.*
- Schlichting, E. (1970): Bodensystematik und Bodensoziologie. *Z. Pflanzenernährung und Bodenkunde* 127/ 1, 1 – 9
- Schlichting, E. & Schweikle, V. (1980): Interpedon Translocations and Soil Classification. *Soil Science* 130/4, 200 - 204
- Schmidt, R. (1982): Die Struktur der Bodendecke der Grundmoränengebiete der DDR. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 126/ 3, 153 – 170
- Schmidt, R. (1997): Grundsätze der Bodenvergesellschaftung. *Handbuch der Bodenkunde*, Hrsg: H.-P. Blume et al., Kap. 3.4.1, 3. Erg. Lfg. 11/97, 1 - 23
- Schmidt, R. (1999): Klassifikation von Bodengesellschaften. *Handbuch der Bodenkunde*, Hrsg. H.-P. Blume et al., Kap. 3.4.3, 7. Erg. Lfg. 12/99, 1 – 18
- Schmidt, R. (2001): Vorschlag zur Klassifikation von Bodengesellschaften der Jungmoränenlandschaften Norddeutschlands. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 96, 557 - 558
- Sommer, M. (1992): Musterbildung und Stofftransporte in Bodengesellschaften Baden-Württembergs. *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* 4
- Sommer, M. and E. Schlichting (1997): Archetypes of catenas in respect to matter – a concept for structuring und grouping catenas. *Geoderma* 76, 1 – 33
- Schweikle V. (1973): Die Stellung der Stagnogleye in der Bodengesellschaft der Schwarzwaldhochfläche. In: Schlichting E. & Schwertmann U.: *Pseudogley & Gley.* Verlag Chemie, 181-186.
- Wittmann, O. (1984): Zur Abgrenzung und Gliederung von Bodengesellschaftseinheiten, dargestellt an Beispielen aus dem Tertiärhügelland. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 40, 239 - 248
- Wittmann, O. (1999): Aus dem Arbeitskreis für Bodensystematik: Zur Bodengesellschaftssystematik – Bericht zum Stand der Diskussion. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* 91, 1152 – 1155

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

REFERATE

**der gemeinsamen Veranstaltung der Kommissionen III und II,  
der AG „Bodenökologie“ sowie der AG „Bodenökologie“ der GfÖ  
„Bodenbiologie – Bodenchemie – Bodenökologie“  
04. und 05. März 2004 in Witzenhausen**

Band 103

2004



## Isolierung von dsDNA aus Boden-Mikroorganismen - Bedeutung mechanischer und enzymatischer Verfahren für den Zellaufschluss

T.-H. Anderson

### Einleitung

Eine Voraussetzung für eine quantitative DNA Analyse ist eine möglichst vollständige DNA Extraktion aus den Mikroorganismen, um für bestimmte ökologische Fragestellungen einen Bezug von DNA Gehalten auf das Zell-Trockengewicht bzw. dem Zell-Kohlenstoffgehalt herstellen zu können. Besonders bei der Extraktion von DNA aus Mikroorganismen unter Bodenbedingungen sollte das Lyse-Verfahren DNA gleichermaßen aus Bakterien und Pilzen extrahieren können, ohne Bevorzugung der einen oder anderen Gruppe.

### Problemstellung und Ergebnisse

Für eine quantitative DNA-Extraktion aus Boden-Mikroorganismen muss gewährleistet sein, dass eine möglichst vollständige Dispergierung der Bodenaggregate erreicht wird und die Mikroorganismen frei in der Bodensuspension vorliegen, so dass sie für weitere Lyseschritte leichter angreifbar sind. Es ist bekannt, dass enge Bindungskräfte zwischen Mikroorganismen und Bodenpartikeln herrschen (Bakterien: Ton-Humus-Polysaccharid-Komplex; Pilze: Verkleben von Bodenteilchen durch Exo-Polysaccharide). Im Folgenden wurde an Bodenproben die Wirkung von Detergenzien und mechanischen Aufschlussschritten hinsichtlich ihrer Eignung zur Dispergierung

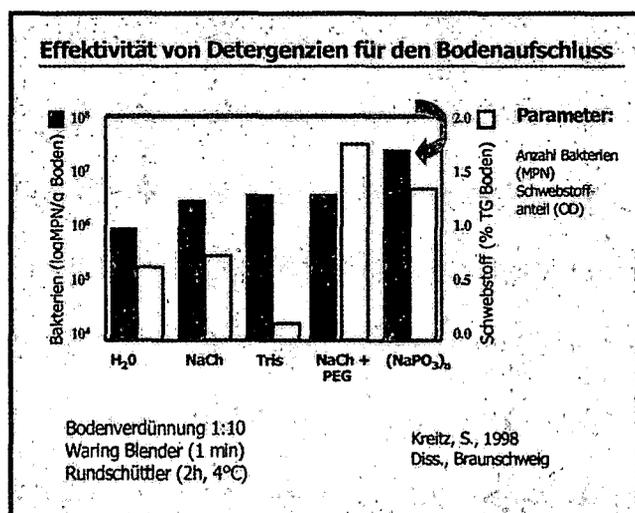


Abbildung 1: Prüfung von Detergenzien.

von Böden untersucht. Als Parameter wurden Schwebstoffanteil (photometrische Bestimmung der Trübung) und Bakterienkeimzahl (MPN-Methode, most probable number) genutzt.

T.-H. Anderson, Institut für Agrarökologie (FAL),  
 38116 Braunschweig. email: heidi.anderson@fal.de

Na-Hexametaphosphat ((NaPO<sub>3</sub>)<sub>n</sub>, 68% Phosphatan-teil) bewirkte die höchste Bakterienausbeute zusammen mit einem hohen Schwebstoffanteil (Beweis für beste Dispergierung eines Bodens) (Abb. 1).

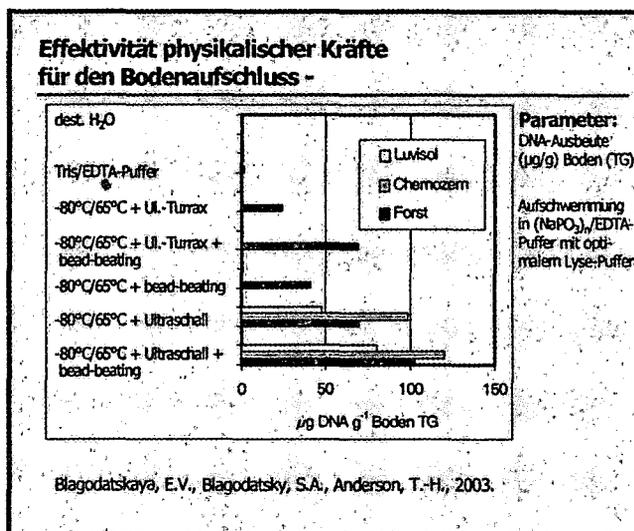


Abbildung 2: Mechanischer Aufschluss.

Bei dem mechanischen Aufschluss von Böden führte eine Kombination von Gefrier-Tau-Zyklen (2x) mit Ultraschall- und anschließendem "bead-beating" zur höchsten DNA Ausbeute. Benutzt wurde ein Lyseprotokoll von Blagodatskaya et al. (2003). Bei dem Vergleich Ultraturrax- zu Ultraschallbehandlung war die Wirkung des Ultraturrax unterlegen. Bead-beating der Proben brachte ca 50% der DNA Ausbeute (Abb.2.). Fluoreszenzphotometrische Untersuchungen an einer Pilzmyzelmischkultur nach Behandlung mit den oben genannten Aufschlußverfahren ließ vermuten, dass trotz der harschen Behandlung, die Hyphen wenig geschädigt schienen (Abb. 3.). Eine Gefahr bestand, dass im Vergleich zu Bakterien, Pilze

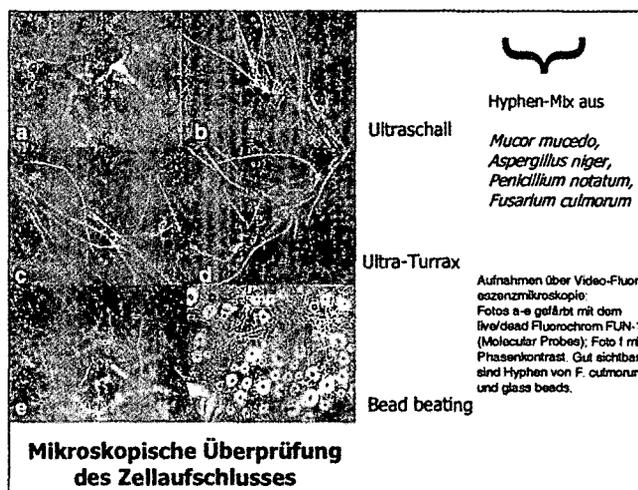


Abbildung 3: Video-Mikroskopie.

durch ihre stabileren Zellwände besonders geschützt sind und unterschiedlich schwer aufzuschließen sein könnten, da die Zellwand, je nach systematischer Zuordnung der Pilze, entweder Cellulose (Oomyceten), Glucan-Spezies (Hefen) und Chitin (Echte Pilze) enthält oder Kombinationen dieser Komponenten (Hefen

und Echte Pilze). Deswegen wurde die Wirkung verschiedener Lyseenzyme wie Lysozym, Lyticase, Chitinase und Protease K auf die DNA Ausbeute von Bodenpilzen (aus Reinkulturen) untersucht. Lysozym, ein klassisches Enzym zum Aufschluss von Bakterien blieb bei Pilzen wirkungslos. Unter Bodenbedingungen hatte Lysozym jedoch einen positiven Effekt auf die DNA Ausbeute (Abb.4). Lyticase, häufig genutzt für den Zellaufschluss von Hefen (spaltet 1,3-beta Glucan) und Chitinase (spaltet N-Acetylglucosamin vom Chitinmolekül ab) wurden an fünf Bodenpilzen unterschiedlicher Zugehörigkeit getestet. Die vorläufigen Ergebnisse aus den laufenden Untersuchungen sind in den Tabellen 1 und 2 zusammengefasst.

**Tabelle 1**

Einfluss von Lyticase auf die DNA-Ausbeute von Bodenpilzen (Reinkultur)			
Zugehörigkeit	Art	DNA Gehalte ( $\mu\text{g mg}^{-1}$ TG)	
		Kontrolle	mit Lyticase
Oomyceten	<i>Pythium ultimum</i>	4.25	4.67***
		0.23	0.31
Zygomyceten	<i>Mucor mucedo</i>	2.36	2.30
		0.17	0.19
Ascomyceten	<i>Penicillium camemberti</i>	5.15***	4.29
		0.21	0.18
Basidiomyceten	<i>Rhizoctonia solani</i>	2.99	2.67
		0.11	0.11
Fungi Imperfecti	<i>Fusarium culmorum</i>	1.92	2.30***
		0.17	0.19

Mittelwerte aus mindestens 2 Wiederholungen à 3 Parallelen (à 2 Messungen). \*\*\*  $p=0.001$

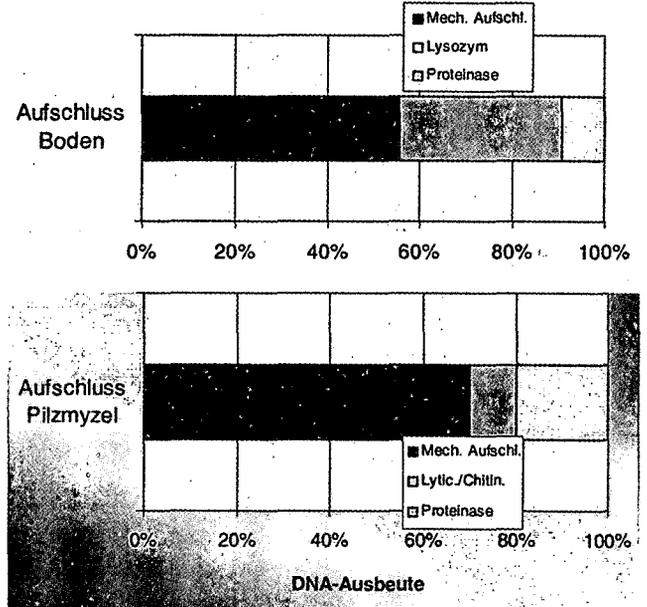
**Tabelle 2**

Einfluss von Chitinase auf die DNA-Ausbeute			
Zugehörigkeit	Art	DNA Gehalte ( $\mu\text{g mg}^{-1}$ TG)	
		Kontrolle	mit Chitinase
Oomyceten	<i>Pythium ultimum</i>	3.81	4.05
		0.29	0.20
Zygomyceten	<i>Mucor mucedo</i>	2.84	3.98**
		0.09	0.18
Ascomyceten	<i>Penicillium camemberti</i>	5.05***	4.17
		0.41	0.13
Basidiomyceten	<i>Rhizoctonia solani</i>	3.38	3.56
		0.25	0.13
Fungi Imperfecti	<i>Fusarium culmorum</i>	1.31	2.57***
		0.14	0.12

Mittelwerte aus mindestens 2 Wiederholungen à 3 Parallelen (à 2 Messungen). \*\*  $p=0.01$ ; \*\*\*  $p=0.001$

Die Ergebnisse zeigen, dass die Behandlung des Myzels mit Lyticase oder Chitinase sowohl eine Verbesserung der DNA Ausbeute bewirkte, wirkungslos blieb oder sogar die Ausbeute reduzierte. Die Pilzarten reagierten unterschiedlich auf diese Enzyme. Protease K, eine Endopeptidase, lysiert die Histone des DNA-Histon-Komplex von Eukaryoten und fördert dadurch die DNA Ausbeute. Eine Einwirkungszeit bis zu 90 min mit Protease K ergab bei den drei soweit getesteten Pilzarten eine Erhöhung der DNA Ausbeute bis zu 30%. Mit Zunahme der Inkubationszeit (30-90 min), erhöhte sich die Ausbeute (keine Abbildung). Untersuchungen mit Lyticase und Chitinase unter Bodenbedingungen stehen noch aus. Abbildung 4 veranschaulicht die Bedeutung der Auf-

schlusskomponenten unter Bodenbedingungen oder direkt am Organismus (Pilzmyzel). Der mechanische Aufschluss bewirkte ~50% (Boden) bis >70% (Myzel) der DNA Ausbeute. Unter Bodenbedingungen ist



**Abbildung 4:** Bedeutung der Aufschlusskomponenten für die DNA Extraktion aus Boden oder Pilzmyzel.

Lysozym wichtig. Bei Reinkulturen (Pilze) hat Protease K eine größere Wirkung. Das Spektrum von uns gemessener dsDNA-Gehalte aus 24 verschiedenen Böden lag bei 13 - 147  $\mu\text{g DNA g}^{-1}$  Boden (TG) (Blagodatskaya et al. (2003). Für Bakterien (zwei Arten) lagen die Werte zwischen 11-44  $\mu\text{g mg}^{-1}$  TG und für Bodenpilze (24 Arten) zwischen 1.8 -11.2  $\mu\text{g mg}^{-1}$  TG in Abhängigkeit von Art und Alter des Myzels (unveröffentlicht). Diese Werte bewegen sich im oberen Bereich von soweit publizierten Angaben in der jüngeren Literatur.

**Fazit**

Die Bedeutung zusätzlicher Enzyme wie Lyticase oder Chitinase unter Bodenbedingungen ist noch nicht untersucht. Die große Wirkung von Lysozym (lysiert Bakterien) und die geringere Bedeutung von Protease K (lysiert Histone eukaryotischer Zellen) bei dem Bodenaufschluss läßt die Vermutung zu, dass hier hauptsächlich bakterielle DNA extrahiert wird und pilzliche DNA unterrepräsentiert sein könnte, da Pilze als Masse den Bakterien im Boden überlegen sind und deswegen eine höhere Protease K Wirkung vorliegen müsste.

**Literatur**

**Blagodatskaya, E.V., Blagodatsky, S.A., Anderson, T.-H.** (2003). Quantitative isolation of microbial DNA from different types of soils of natural and agricultural ecosystems. *Microbiology* 72, 744-749.

**Kreitz, S.** (1998). Extraktion von Bakterien aus Boden. Dissertation. TU Carolo-Wilhelmina zu Braunschweig.

## Die Bestimmung von Aminosukzern an Wurzeln und Böden mit HPLC

Astrid Appuhn <sup>a)</sup>, Rainer Georg Jörgensen <sup>a)</sup>, Markus Raubuch <sup>a)</sup>, Edwin Scheller <sup>a)</sup>, Brigitte Wilke <sup>a)</sup>

### Einleitung

Aminosucker weisen einen signifikanten Anteil zwischen 5 und 12% am organisch gebundenen Stickstoff in Böden auf (JOERGENSEN & MEYER 1990). Die wichtigsten Aminosucker in Böden sind Glucosamin, Galactosamin, Muraminsäure und Mannosamin, auch wenn eine Vielzahl von anderen Aminosukzern existiert (AMELUNG 2001). Das Chitin von pilzlichen Zellwänden besteht aus Glucosamin und ist die Hauptquelle dieser Verbindung in Böden, obwohl bakterielle Zellwände und Exoskelette von Invertebraten ebenfalls zum Glucosamingehalt von Böden beitragen (PARSONS 1981). Muraminsäure dagegen kommt ausschließlich in bakteriellen Zellwänden vor, insbesondere im Mureingerüst von gram(+) Arten (MILLAR & CASIDA 1970). Wenig ist bekannt über die Herkunft von Galactosamin in Böden, obwohl es einen Anteil von 30 bis 50% am Aminosucker-Gehalt hat. Es ist wahrscheinlich ein Bestandteil von mikrobiellen Schleimstoffen (DISTLER & ROSEMAN 1960; BARDALAYE & NORDIN 1976). So gut wie nichts ist über die Herkunft von Mannosamin bekannt (AMELUNG 2001), obwohl AMELUNG et al. (1999) beachtenswerte Mengen in Grünlandböden gefunden haben.

Die am weitesten verbreitete HPLC-Methode für die Bestimmung von Aminosukzern in Böden wurde von ZELLES (1988) beschrieben. Er fokussierte seine Methode auf Muraminsäure und Glucosamin mit dem Ziel, Indikatoren für bakterielle und pilzliche Biomasse zu entwickeln. Es konnte aber wiederholt gezeigt werden, dass Aminosucker während der Zersetzungsprozesse in der organischen Substanz von Böden angereichert werden (JOERGENSEN & MEYER 1990; COELHO et al. 1997), d.h., Aminosucker zeigen die Akkumulation der verschiedenen Typen von mikrobiellen Residuen in Böden an (AMELUNG et al. 1999). Das Versagen der Aminosucker als Biomasseindikatoren könnte einer der Gründe sein, warum diese Methode weniger intensiv genutzt wurde, als ursprünglich erwartet. Andere Gründe könnten in einigen Fällen Probleme mit dieser Methode sein (KREITZ 1998), die zu zahlreichen Modifikationen geführt hatten (RÖNKKÖ et al. 1994; CHANTIGNY et al. 1997; AMELUNG 2001). ZELLES (1988) selbst berichtete, dass die Trennung von Glucosamin und Galactosamin nicht zufriedenstellend war. In seiner Arbeit wurde die Derivatisierung manuell aber ausgeführt. Ziele der vorliegenden Arbeit waren, die Methode von ZELLES (1988) zu überprüfen und so zu modifizieren, (1) dass Mannosamin und Galactosamin ebenfalls quantifiziert werden können und (2) dass ein automatischer Probengeber genutzt werden kann.

## Material und Methoden

### Hydrolyse

Gesiebte (< 2 mm) Proben von 500 mg feld-feuchtem Boden oder 500 mg Wurzelmaterial wurden in 20 ml Reagenzgläser mit Schlifftrand (um mit luftgekühlten Rückflusskühlern verbunden werden zu können) eingewogen und mit 10 ml 6 M HCl, versetzt und in einem Evaporator (BARKEY) für 6 h (Boden) oder 3 h (Wurzelmaterial) bei 105°C erhitzt. Nach der Filtration des Hydrolysats (Whatmann GF/A), wurden Aliquots von 0,5 ml (Boden) oder 1,0 ml (Wurzelmaterial) bei 40°C im Evaporator unter einem permanenten Luftstrom getrocknet. Dann wurden die Reagenzgläser mit 0,5 ml Wasser gespült, um übrig gebliebene HCl-Reste zu entfernen, bevor die Proben erneut bei 40°C im Evaporator getrocknet wurden. Schließlich wurde das getrocknete Hydrolysat in 1,0 ml Wasser aufgenommen und bei 5.000 g zentrifugiert. Der Überstand wurde in die Fläschchen des Probengebers überführt und bis zur HPLC-Messung bei -18°C eingefroren.

### Reagenzien

Zur Herstellung der OPA-Reagenz wurden 68 mg o-Phthaldialdehyd zusammen mit 50 µl 2-Mercaptoethanol in 1,4 ml Methanol gelöst und auf 10 ml mit einem Borat-Puffer aufgefüllt. Dieser Puffer bestand aus 0,4 M H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>, pH 10,4 mit 1 M NaOH. Die mobile Phase (pH 5,3) bestand aus 0,05 M Natriumcitrat, 0,05 M Natriumacetat, Methanol und Tetrahydrofuran in einem Verhältnis von 90 : 8,5 : 0,75 : 0,75 in Vol.-%. Das heißt, dass 13,436 g Natriumcitrat und 354 mg Natriumacetat in 800 ml Milliporewasser gelöst werden, bevor der pH-Wert auf 5,3 mit 1 M HCl eingestellt, auf 1000 ml mit Milliporewasser aufgefüllt wird, und mit 7,62 ml Methanol sowie 7,62 ml Tetrahydrofuran versetzt wird. Eine Mischung von Milliporewasser und Methanol im Verhältnis von 50 : 50 Vol.-% wurde für das Reinigen der Säule hergestellt.

### Chromatographische Bedingungen

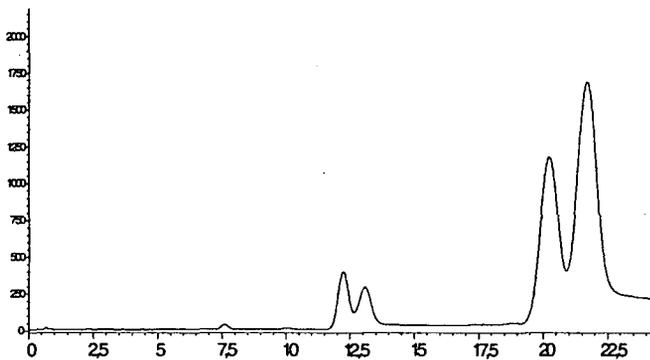
OPA-Reagenz, Standards und Proben wurden während der Messung in Fläschchen in einem thermostatisierbaren Probengeber bei 4°C gelagert (Agilent 1100). Der Probengeber nahm 5 µl Probe und dann 20 µl OPA-Reagenz, mischte beide Teile in der Probenschleife für 4 min bei Raumtemperatur, bevor die derivatisierte Probenmischung auf die Säule (Phenomenex C18 Hypersil 5 µm ODS, 125 mm Länge x 4 mm Durchmesser + Phenomenex Sicherheitschutzsäule C18, ODS, 4 mm Länge x 2 mm Durchmesser) gegeben wurde. Die Flussrate der mobilen Phase betrug 1,5 ml min<sup>-1</sup> bei 35°C für 40 min, gefolgt von einem 8 min Gradienten von 0 to 80% des Methanol-Wassergemisches zum Reinigen der Säule, bevor diese für 9 min mit der mobilen Phase wieder konditioniert wurde. Die Messung der Aminosucker-Derivate erfolgte bei 445 nm Emissions- und 340 nm Exzitations-Wellenlängen (Agilent FLD 1100 G 1321 A, mit einer Verstärkung PMT 16).

## Ergebnisse und Diskussion

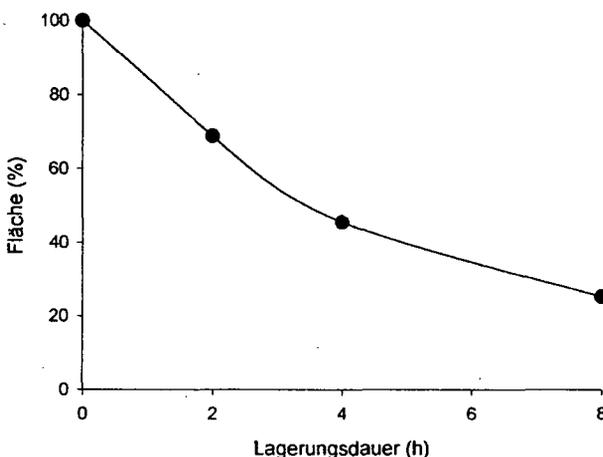
Mannosamine erschien 12,3 min auf dem Chromatogramm des Standardgemisches (Abb. 1), Muraminsäure nach 13,1 min, Galactosamin nach 20,3 min und Glucosamin nach 21,8 min. Die Retentionszeiten der 4 Aminosucker waren deutlich kürzer als bei Appuhn et al. (2004) beschrieben

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

war und entsprachen ungefähr denen von ZELLES (1988). Als wichtiger Unterschied zu dessen Methode blieb die gute Trennung von Galactosamin und Glucosamin erhalten, auch erscheint Mannosamin wie bei APPUHN et al. (2004) beschrieben immer noch vor der Muraminsäure. Die Methode von ZELLES (1988) unterscheidet sich von der bei APPUHN et al. (2004) beschriebenen nur in der Abnahme des pH-Wertes der mobilen Phase von ungefähr 7,5 auf exakt 5,3. Die Ursache für die Unterschiede der hier gezeigten Retentionszeiten zu denen von APPUHN et al. (2004) können wir zur Zeit nicht erklären. Sie haben sich aber während der routinemäßigen Messung von einigen hundert von Wurzel- und Bodenproben als sehr konstant erwiesen.



**Abb. 1:** Chromatogramm eines Standardgemisches aus  $100 \mu\text{mol ml}^{-1}$  Mannosamin (Retentionszeit 12,3 min),  $10 \mu\text{mol ml}^{-1}$  Muraminsäure (13,1 min),  $100 \mu\text{mol ml}^{-1}$  Glucosamin (20,3 min),  $100 \mu\text{mol ml}^{-1}$  Galactosamin (21,8 min)



**Abb. 2:** Abnahme in der Bildung von fluoreszierenden Derivativen mit zunehmender Lagerungsdauer der Reagenz bei Raumtemperatur

Das OPA-Reagenz hat eine Tendenz spontan zu zerfallen und ist bei Raumtemperatur nicht stabil. Bei einem Probelauf an einer HPLC mit ungekühltem Probenhalter (Dionex ASI 100) sankt die Fluoreszenzausbeute innerhalb von 8 Stunden auf 25% (Abb. 2). Bei einer Aufbewahrung der OPA-Reagenz auf einem gekühlten Probenhalter bei  $4^\circ\text{C}$  war die Fluoreszenzausbeute noch nach 53 Stunden stabil.

## Danksagung

Astrid Appuhn und Brigitte Wilke wurden von DFG gefördert. Die Agilent 1100 HPLC wurde von der Michael-Stiftung, Darmstadt und der Gesellschaft für angewandte Wissenschaft, Köln zur Verfügung gestellt.

## Literatur

- AMELUNG, W., 2001. Methods using amino sugars as markers for microbial residues in soil. In: LAL, J.M., FOLLETT, R.F., STEWART, B.A. (Eds.), Assessment methods for soil carbon. Lewis Publishers, Boca Raton, pp.233-272.
- AMELUNG, W., ZHANG, X., FLACH, K.-W., ZECH, W., 1999. Amino sugars in native grassland soils along a climosequence in North America. *Soil Science Society of America Journal* 63, 86-92.
- APPUHN, A., JOERGENSEN, R.G., RAÜBUCH, M., SCHELLER, E., WILKE, B., 2004. The automated determination of glucosamine, galactosamine, muramic acid and mannosamine in soil and root hydrolysates by HPLC. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167, 17-21.
- BARDALAYE, P.C., NORDIN, J.H., 1976. Galactosaminogalactan from cell walls of *Aspergillus niger*. *Journal of Bacteriology* 125, 655-669.
- CHANTIGNY, M.H., ANGERS, D.A., PREVOST, D., VEZINA, L.-P., CAHLIFOUR, F.-P., 1997. Soil aggregation and fungal and bacterial biomass under annual and perennial cropping systems. *Soil Science Society of America Journal* 61, 262-267.
- COELHO, R.R.R., SACRAMENTO, D.R., LINHARES, L.F., 1997. Amino sugars in fungal melanins and soil humic acids. *European Journal of Soil Science* 48, 425-429.
- DISTLER, J.J., ROSEMAN, S., 1960. Galactosamine polymers produced by *Aspergillus parasiticus*. *Journal of Biological Chemistry* 235, 2538-2541.
- JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1990. Chemical change in organic matter decomposing in and on a forest Rendzina under beech (*Fagus sylvatica* L.). *Journal of Soil Science* 41, 17-27.
- KREITZ, S., 1998. Extraktion von Bakterien aus Boden. Validierung einer Methode und ihre Anwendung zur Untersuchung der standortbedingten pH-Abhängigkeit bakterieller Substratabbau-Leistung in Waldböden. Dissertation, Technische Universität Braunschweig.
- MILLAR, W.N., CASIDA, L.E., 1970. Evidence for muramic acid in soil. *Canadian J. of Microbiology* 16, 299-304.
- PARSONS, J.W., 1981. Chemistry and distribution of amino sugars in soils and soil organisms. In: Paul, E.A., Ladd, J.N. (Eds.), *Soil Biochemistry*, Volume 5. Marcel Dekker, New York. pp. 197-227.
- RÖNKKÖ, R., PENANNEN, T., SMOLANDER, A., KITUNEN, V., KORTEMÄÄ, H., HAAHTELA, K., 1994. Quantification of *Frankia* strains and other root-associated bacteria in pure cultures and in the rhizosphere of axenic seedlings by high-performance liquid chromatography-based muramic acid assay. *Applied and Environmental Microbiology* 60, 3672-3678.
- ZELLES, L., 1988. The simultaneous determination of muramic acid and glucosamine in soil by high-performance liquid chromatography with precolumn fluorescence derivatization. *Biology and Fertility of Soils* 6, 125-130.

## Protozoen in Bodendünnschliffen

Otto Ehrmann

### Einleitung

Protozoen kommen in den meisten Böden in hohen Arten- und Individuenzahlen vor. Aufgrund der geringen Größe (meist < 0,1 mm) ist eine direkte Beobachtung nicht möglich. Zur Erfassung werden sie in der Regel aus dem Boden extrahiert (Dunger & Fiedler 1989).

Aufgrund ihrer Größe und Anzahl könnten Protozoen - vermutlich als einzige Bodentiergruppe - prinzipiell in Bodendünnschliffen untersucht werden. Dadurch wären, aufgrund der Zuordnung zum Mikrohabitat, wesentliche neue Erkenntnisse zur Ökologie der Protozoen zu erwarten. Beobachtungen von Protozoen in Bodendünnschliffen liegen aber bisher nicht vor (Fitzpatrick 1993; eine aktuelle Literaturrecherche ergab kein anderes Ergebnis).

### Methode

#### a) Beobachtung von Protozoen

Bodendünnschliffe werden in der Regel am Mikroskop im normalen Hellfeld oder mittels Verwendung von Polarisationsfiltern untersucht. Bei dieser Art von Beleuchtung werden die kleinen und meist kontrastarmen Protozoen sehr leicht übersehen.

Daher wurden Bodendünnschliffe, bei denen eine höhere Anzahl von Protozoen zu erwarten war, systematisch mit anderen Beleuchtungstechniken durchgemustert. Verwendet wurden i) Dunkelfeld (ohne Polarisation), ii) stark verengte Aperturblende (hierzu ist eine helle Lampe notwendig) und iii) Kontrastierverfahren.

#### b) kleinräumige Verteilung

Die Verteilung der Testaceen im Dünnschliff wurde mittels einer Zählung erfaßt. Dabei wurde eine Fläche von 76 mm x 30 mm untersucht. Die Testaceen innerhalb dieser Fläche wurden an einem Raster mit einem horizontalen Abstand von 2 mm und einem vertikalen Abstand von 1 mm gezählt. Die Zählfläche wies jeweils einen Durchmesser von 0,62 mm auf. Insgesamt wurden 1216 dieser Flächen ausgezählt.

### Material

Die Zählungen fanden beispielhaft an einem Dünnschliff aus dem Oberboden (0 - 8 cm) eines Laubwaldes 30 km südlich von Stuttgart statt. Der Bodentyp war eine Parabraunerde, bei der Humusform handelte es sich um mullartiges Moder.

Der Boden wurde mit einem Kubiena-Kasten entnommen, mittels Aceton-Austausch entwässert und mit dem Kunstharz Palatal getränkt.

### Anschrift

Nürtingerstr. 44, D-72639 Neuffen  
otto.ehrmann@gmx.de

### Ergebnisse und Diskussion

#### a) Beobachtung von Protozoen

In Bodendünnschliffen konnte mit allen drei verwendeten Methoden zumindest ein Teil der Protozoen gut erkannt werden. Die Testaceen ließen sich z.B. am verwendeten Mikroskop Leica DMRX bei allen drei Methoden so sicher erkennen, daß eine Untersuchung der kleinräumigen Verteilung möglich war (siehe unten). Welche Methode am geeignetsten ist, ist vermutlich von Präparat und Mikroskoptyp abhängig.

Die Untersuchung von Protozoen im Bodendünnschliff hat den großen Vorteil, daß die Protozoen in ihrem Mikrohabitat beobachtet werden können und so ihr Vorkommen in Beziehung zum Lebensraum gesetzt werden kann.

Ein weiterer Vorteil ist, daß auch in Aggregaten oder Pflanzenresten lebende Protozoen - die u.U. nicht so einfach zu extrahieren sind - erkannt werden (Bild 1 und Bild 2).

Natürlich ist bei einer neuen Methode noch vieles zu erarbeiten. Forschungsbedarf besteht z.B. hinsichtlich des Einflusses der Präparation auf das Vorkommen. Auch ist unklar, welche Gruppen von Protozoen außer Testaceen noch gut untersucht werden können und für welche Standorte die Methode u.U. nicht geeignet ist.

#### b) kleinräumige Verteilung

Die Zählung ergab mit umgerechnet ca.  $3 \times 10^9$  Testaceen je m<sup>2</sup> eine sehr hohe Anzahl. Diese liegt deutlich über den zu erwartenden Durchschnittswerten. Die Verteilung der Testaceen im Dünnschliff (Abb.1) war dabei überraschend gleichmäßig. Je untersuchter Zählfläche wurden zwischen 0 und 7 Testaceen gefunden. Eine ausgesprochene Häufung (Hot Spots) wurde nicht gefunden.

Im L-Horizont und im Ah wurden allerdings weniger Testaceen gefunden. Im ersteren Bereich fehlen vermutlich die Oberflächen als Lebensraum. Der Ah ist wahrscheinlich zu dicht und ärmer an Nahrung. Eine Häufung von Testaceen gab es an der Untergrenze des Of-Horizontes.

### Schlußfolgerungen

- Testaceen und vermutlich auch andere Gruppen von Protozoen können in Bodendünnschliffen untersucht werden.
- Methodisch sind noch viele Punkte zu klären, hierbei sollten Bodenmikromorphologen und Protozoenspezialisten zusammenarbeiten.

### Literatur

- Fitzpatrick, E.A. (1993): Soil microscopy and micromorphology. Wiley, Chichester.
- Dunger, W. & Fiedler, H.J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Fischer Verlag, Stuttgart

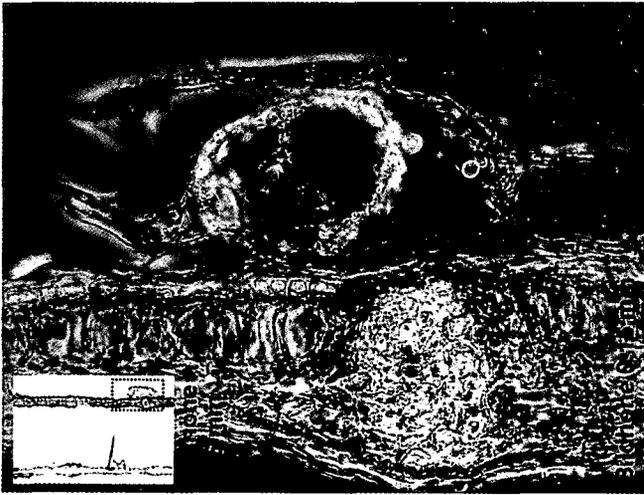


Bild 1: Protozoe in einem Tier(rest) welches auf einem Laubblatt liegt. Das kleine Bild unten links zeigt das Umfeld des Ausschnittes.

Bild 2: Vier Protozoen in einem weitgehend abgebauten Pflanzenrest.

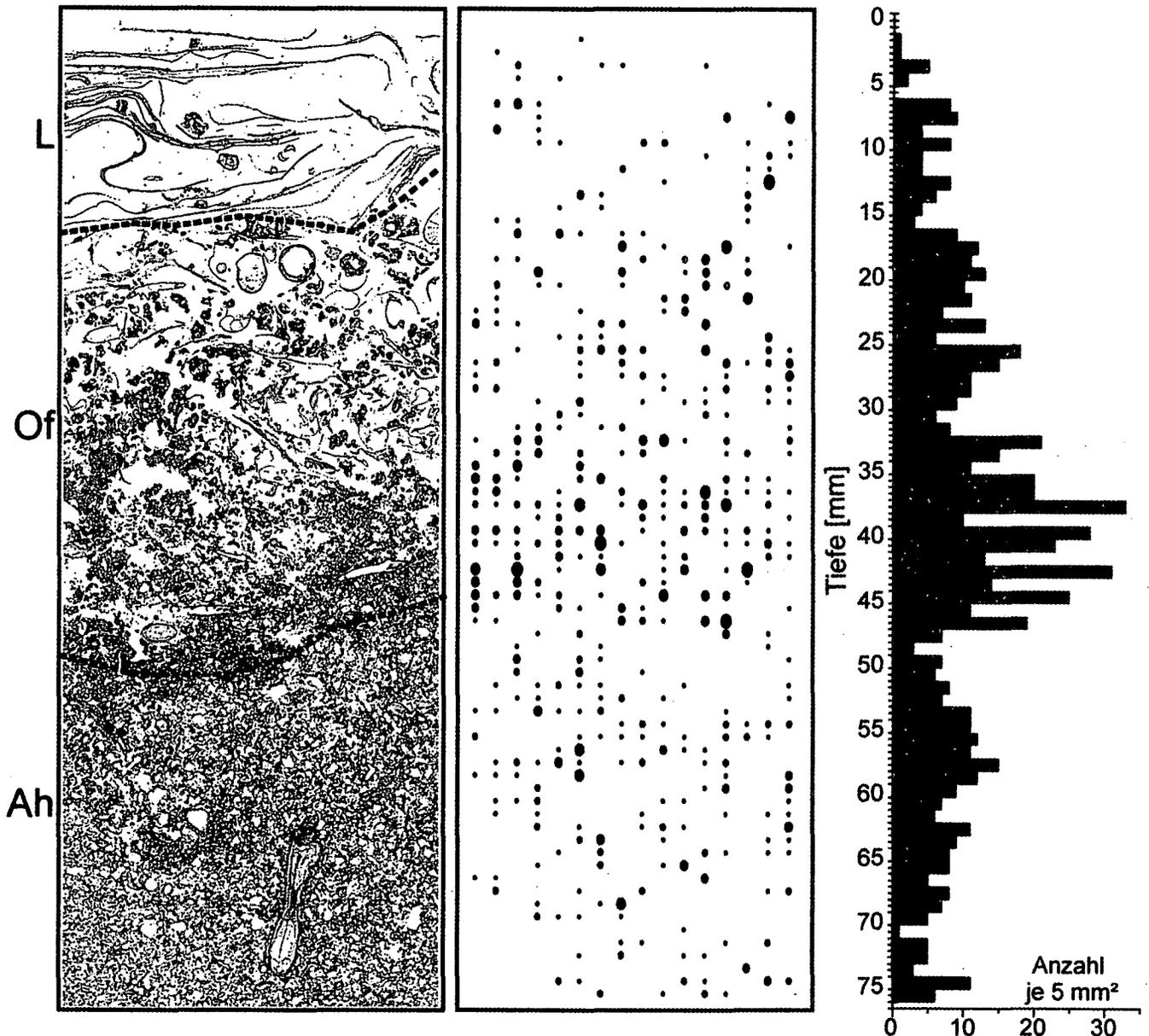


Abb.1: Vorkommen von Testaceen in einem Bodendünnschliff. Die Zählergebnisse sind als Tiefenfunktion (rechts) und als kleinräumige Verteilung dargestellt (Mitte; der Kreisdurchmesser ist proportional zum Wert, maximal wurden 7 Testaceen gefunden. An Stellen ohne Testaceen fehlt der Kreis).

## Eignung verschiedener Senfzubereitungen als Alternative zu Formalin für die Austreibung von Regenwürmern

Heinz-Christian Fründ und Bettina Jordan

### Einleitung

1992 schlug Gunn für die Austreibung von Regenwürmern aus dem Boden Senf als Alternative zu dem toxikologisch bedenklichen Formaldehyd vor (Gunn 1992). Die grundsätzliche Eignung von Senf wurde in einigen Folgeuntersuchungen bestätigt (Emmerling 1993, Vetter 1996, Högger 1993, Chan & Munro 2001). In der DIN ISO 11268-3 wird die Austreibung mit Senf als eine der möglichen Methoden zur Erfassung der Regenwurmabundanz aufgeführt. Die Senfmethode konnte dennoch in Deutschland das Formaldehyd als Austreibungsmittel bisher nicht verdrängen. Einer der Gründe dafür mag sein, daß eine genaue Spezifizierung fehlt, was unter Senf zu verstehen ist. Die Erwähnung in der DIN ISO 11268-3 geht auf Untersuchungen in der Schweiz zurück, bei denen Senfpulver eingesetzt wurde, wie es in Restaurants Verwendung findet (Cuendet pers. Mitt., Högger 1993). Hier wird über Versuche berichtet, in denen die Extraktionswirkung von handelsüblicher Senfpaste (Tafelsenf), gemahlener Senfsaat, käuflichem Senfmehl und Formalin miteinander verglichen wird.

### Methode

10 L Reizlösung wurden in drei Portionen auf eine durch einen Metallring abgegrenzte Fläche von 0,25 m<sup>2</sup> gegossen und die erscheinenden Regenwürmer abgesucht. Nachdem das letzte Drittel der Flüssigkeit versickert war, wurde aus der Mitte der Austreibungsfläche ein Bodenblock spatentief ausgestochen und von Hand ausgelesen. Vor der Austreibung wurde die Vegetation mit einer Schere entfernt. Senfsaat wurde in einer Kaffeemühle 1 Minute lang gemahlen und das Mehl über Nacht in Flaschen mit 500 ml Wasser eingeweicht. Tafelsenf wurde unmittelbar vor der Austreibung in Wasser eingerührt. Nachgraben von 20 cm \* 20 cm 2001 und 2002 bzw. 25 cm \* 25 cm 2003. Sechs Wiederholungen 2001 und 2002, fünf Wiederholungen 2003.

Genauere Angaben zu den Versuchsvarianten und Untersuchungsflächen sind Tab. 1 zu entnehmen.

### Ergebnisse

Tab. 2 zeigt die jeweils aus der Kombination von Austreibung und Handauslese einer Teilfläche resultierenden Siedlungsdichten der einzelnen Regenwurmartentypen und der Gesamtpopulation. Wegen der starken

Tab. 1 Untersuchte Reizstoffvarianten u. Probeflächen

Kürzel	Austreibungsmittel	Klee-gras-Fahrstreifen <sup>4</sup> 8./9. 5. 2001	Di- reksaat Winter- weizen <sup>5</sup> 23. 4. 2002	Klee- gras- Fahr- streifen <sup>4</sup> 2. 6. 2003
S	Löwensenf extra scharf	1/2 Glas / 10 L	1/2 Glas / 10 L	1/2 Glas / 10 L
SL	Senfsaat (Löwen-S.) <sup>1</sup> gemahlen	100 g / 10 L	60 g / 10 L	-
SK	Senfsaat (Kanadischer S.) <sup>2</sup> gemahlen	100 g / 10 L	-	-
SM	Senfmehl (Gelbsenf gemahlen) <sup>3</sup>	-	-	60 g / 10 L
F	Formalin	0,4 %	0,2 %	0,2 %

<sup>1</sup> Wir danken der Firma Löwensenf, Düsseldorf, für die Überlassung der Senfkörner <sup>2</sup> Wir danken der Firma Robeca, Tostedt, für die Überlassung der Senfkörner <sup>3</sup> Art.-Nr. 0547, Fuchs GmbH, Postfach 1240, D-49316 Melle <sup>4</sup> Pseudogley-Braunerde aus Geschiebelehm, pH 5,5, Humus 3 % <sup>5</sup> Plaggenesch aus mittel bis stark lehmigem Sand, pH 5,4, Humus 1,8 %

Streuung der Einzelergebnisse waren die Unterschiede der kombinierten Gesamtabundanzen zwischen den Versuchsvarianten mit verschiedenen Austreibungsmitteln nicht signifikant.

In Tab. 3 ist dargestellt, welcher Anteil an der kombinierten Abundanz durch die Austreibung mit der jeweiligen Reizlösung erfasst wurde. Der durch die Reizlösung ausgetriebene Anteil am Gesamtregenwurmfang liegt zwischen 0 % und 53 %. Die Austreibungswirkung der verschiedenen Reizlösungen unterscheidet sich in der Rangfolge Tafelsenf < Senfmehl ~ Senfsaat < Formalin. Die Effizienzunterschiede betreffen vor allem die Austreibungswirkung auf endogäische Arten (*epilobe Juvenile*, Gattungen *Aporrectodea* und *Allolobophora*). Die adulten Tiere dieser Lebensform wurden von der Tafelsenf-Suspension nicht erfaßt. Arten der Gattung *Lumbricus* wurden von gemahlener Senfsaat, Senfmehl und Formalin regelmäßig effektiv ausgetrieben.

### Diskussion

Eine vollständige Regenwurm Bestandserfassung ist auch mit Formalin nicht möglich, sondern erfordert die Kombination von Austreibung und Handauslese. Formaldehyd wird als human- und ökotoxische Substanz eingestuft. Nach Domsch (1992: 338) übt es "einen nachhaltig negativen Einfluß auf die Bodenmikroflora" aus. Die für die Regenwurmaustreibung verwendeten Formalinmengen stellen eine höhere Belastung der Extraktionsfläche dar als die übliche Aufwandmenge bei der selten praktizierten Bodenentseuchung mit Formaldehyd (Domsch 1992: Aufwandmenge Bodenentseuchung = 750 ... 1500 L 40 %iges Formaldehyd je ha). Die Anwendung von Formalin bei der Regenwurmaustreibung führt zu Vegetationsschäden, die über Monate sichtbar blei-

Tab. 2 Gesamtabundanz (Ind m<sup>-2</sup>) der Regenwurmarten bei Kombination Handauslese + Austreibung

Art // Austreibungsmittel	Versuch 2001				Versuch 2002			Versuch 2003		
	S	SK	SL	F	S	SL	F	S	SM	F
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	85	20	32	29	8	7	5	10	16	23
<i>Allolobophora chlorotica</i>	-	2	-	1	-	-	-	-	10	-
<i>Aporrectodea rosea</i>	4	3	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Lumbricus rubellus</i>	6	7	6	5	1	4	4	-	5	3
<i>Lumbricus terrestris</i>	3	2	3	4	4	1	1	3	6	2
<i>Lumbricus castaneus</i>					10	10	1	10	6	3
epilob juvenil	138	124	73	123	54	50	38	166	175	153
tanylob juvenil	3	3	6	23	13	68	35	74	102	84
<b>Gesamt</b>	<b>239</b>	<b>161</b>	<b>121</b>	<b>186</b>	<b>90</b>	<b>139</b>	<b>84</b>	<b>262</b>	<b>314</b>	<b>272</b>
Stdabw. von Gesamt	± 102	± 71	± 69	± 62	± 75	± 102	± 30	± 102	± 77	± 105

Tab. 3 Anteil der Austreibung an der kombinierten Abundanz (Austreibung + Handauslese) bei verschiedenen Regenwurmarten und Austreibungsmitteln

Art // Austreibungsmittel	Versuch 2001				Versuch 2002			Versuch 2003		
	S	SK	SL	F	S	SL	F	S	SM	F
<i>Aporrectodea caliginosa</i>	2%	37%	35%	41%	0%	40%	15%	0%	0%	3%
<i>Allolobophora chlorotica</i>	0%	100%		100%					0%	
<i>Aporrectodea rosea</i>	0%	100%		100%						
<i>Lumbricus rubellus</i>	100%	100%	100%	100%	100%	0%	100%		100%	100%
<i>Lumbricus terrestris</i>	100%	100%	100%	100%	0%	100%	100%	0%	100%	100%
<i>Lumbricus castaneus</i>					13%	13%	100%	0%	100%	100%
epilob juvenil	6%	26%	32%	46%	0%	16%	67%	0%	1%	3%
tanylob juvenil	100%	100%	100%	81%	5%	26%	76%	0%	40%	68%
<b>Gesamt</b>	<b>9%</b>	<b>35%</b>	<b>41%</b>	<b>53%</b>	<b>3%</b>	<b>22%</b>	<b>47%</b>	<b>0%</b>	<b>19%</b>	<b>29%</b>

ben. Die Ablösung von Formaldehyd durch einen weniger toxischen Stoff ist demnach nicht nur aus Arbeitsschutzgründen ratsam, sondern auch, um unerwünschte Schädigungen der Untersuchungsflächen zu vermeiden.

Die Versuche haben gezeigt, daß Senfmehl gegenüber der Zubereitung als Tafelsenf als Alternative zum Austreibungsmittel Formalin bevorzugt werden sollte. Vor allem in der Kombination mit einer Handauslese stellt Senfmehl eine effektive, unbedenkliche und kostengünstige Alternative zum Formaldehyd dar. Bei Verwendung von fertigem Senfmehl aus dem Gewürzhandel betragen die Materialkosten für eine Regenwurm-austreibung 0,18 € im Vergleich zu 0,71 € bei Austreibung mit 0,3 % Formalin (Preisstand Mai 2003).

**Vorschlag für ein Standard-Protokoll: Kombinierte Austreibung-Handauslese von Regenwürmern**

- 60 g Senfmehl (z. B. Fuchs GmbH, Artikelnr. 547) in eine 500 ml Plastikflasche einwiegen.
- Spätestens eine Stunde vor Austreibung Flasche mit Wasser auffüllen und zur gleichmäßigen Durchmischung gut schütteln.
- Austreibung: Suspension in einen Eimer mit 9,5 l Wasser einrühren und davon ca. 1/3 auf der durch einen Metallring abgegrenzten Bodenoberfläche (0,25 m<sup>2</sup>) gleichmäßig verteilen. Ausgetriebene Regenwürmer absammeln und entweder nach

kurzem Eintauchen in Wasser lebend aufbewahren oder in 3,5 %igem Formalin fixieren. Nach dem Versickern übrige Senfsuspension in zwei Gaben auf den Boden gegeben.

- Nach dem letzten Versickern aus der Mitte der Austreibungsfläche eine Spatenprobe (25 cm x 25 cm) ausstechen und von Hand nach Regenwürmern durchsuchen.
- Für die Berechnung einer Siedlungsdichte aus der Summe von Austreibung und Handauslese ist die von 0,25 m<sup>2</sup> ausgetriebene Regenwurmzahl auf die Handauslesefläche herunterzurechnen (Faktor 1/4 bei Handauslese von 25 cm x 25 cm).

**Literatur**

Chan, K.Y. & Munro, K., 2001: Evaluating mustard extracts for earthworm sampling. - *Pedobiologia* 45: 272-278. DIN ISO 11268-3:2000-3: Bodenbeschaffenheit- Wirkung von Schadstoffen auf Regenwürmer - Anleitung für die Bestimmung von Wirkungen unter Freilandbedingungen. Domsch, K.H., 1992: Pestizide im Boden - Mikrobieller Abbau und Nebenwirkungen auf Mikroorganismen. 575 S. - VCH: Weinheim. Emmerling, C., 1993: Methodenvergleich zur Eignung von Senf als Extraktionsmittel für Regenwürmer. - *Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 75: 133-136. Gunn, A., 1992: The use of mustard to estimate earthworm populations. - *Pedobiologia* 36: 65-67. Högger, C.H., 1993: Mustard flour instead of formalin for the extraction of earthworms in the field. - *Bulletin Bodenkundl. Ges. der Schweiz* 17: 5-8. Vetter, F., 1996: Methoden zur Regenwurm-Extraktion. - *Umwelt-Materialien* Nr. 62 Boden, Hrg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL) Bern, Schweiz, 42 S.

# Das vertikale Verteilungsmuster der Kleinringelwurmzönose als Indikator der Prozessdynamik im Humusprofil

Ulfert Graefe

Der Tiefenverlauf der biologischen Prozesse im Boden ist ein wichtiger Aspekt z.B. bei der Modellierung des Kohlenstoffhaushalts oder der Indikation von Umweltveränderungen. Im Rahmen von bodenzoologischen Untersuchungen auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen wird dieser Aspekt vor allem durch die stratifizierte Beprobung der Kleinringelwurmzönose berücksichtigt (Barth et al., 2000). Kleinringelwürmer (Enchyträen u.a.) sind an Prozessen der Humusformengese wie Streuzerkleinerung, Feinvermischung, Aggregation und Lockerung des Bodens beteiligt. Als Bakterien- und Pilzfresser spielen sie eine Rolle bei der Remobilisierung der in der mikrobiellen Biomasse gespeicherten Nährstoffe. Ihre Aktivität ist eng an die der Mikroorganismen gekoppelt (Didden et al., 1997).

Stunden. Die Tiere wurden im lebenden Zustand unter Zuhilfenahme der Bestimmungswerke von Nielsen und Christensen (1959), Schmelz (2003) u.a. determiniert.

Abb. 1 veranschaulicht auf der linken Seite die unterschiedliche Mächtigkeit der Humushorizonte im rothumusartigen Moder der Boden-Dauerbeobachtungsfläche Velmerstot. Rechts ist die Besiedlung der Tiefenstufen dargestellt. Sie nimmt kontinuierlich von oben nach unten ab. Der Aeh ist kaum belebt. Die Zönose besteht aus drei Enchyträenarten. *Cognettia sphagnetorum* besiedelt hauptsächlich den L- und den Of-Horizont. *Marionina clavata* und *Achaeta brevivasa* sind auch im Oh noch stark vertreten.

Abb. 2 zeigt eine Aufnahme von einem Rasterpunkt der Bodenzustandserhebung im Wald als Beispiel für ein Mullprofil. Die Mehrzahl der Kleinringelwürmer hält sich im Mineralboden auf. Mit 26 Arten ist die Zönose erheblich vielfältiger als bei Velmerstot, obwohl die Siedlungsdichte niedriger liegt. Einige Arten treten nur im Mineralboden auf, andere ausschließlich in der Auflage.

Auch das mullartige Moder-Profil der BDF Duisburg-Mattlerbusch hat einen stark belebten Ah-Horizont (Abb. 3).

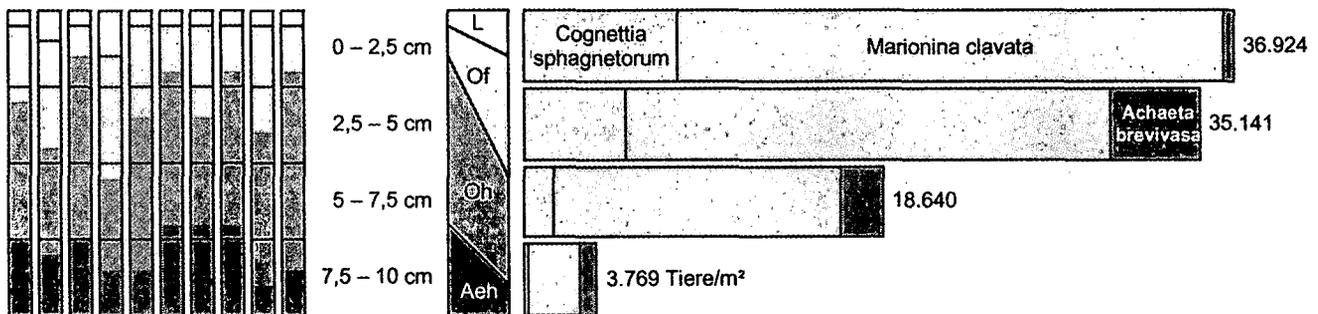


Abbildung 1: Boden-Dauerbeobachtungsfläche Velmerstot Fichte (Eggegebirge), Aufnahme 15.6.2000. Verteilung der Humushorizonte in den Stechrohrproben der Kleinringelwurmerfassung (links). Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer (rechts).

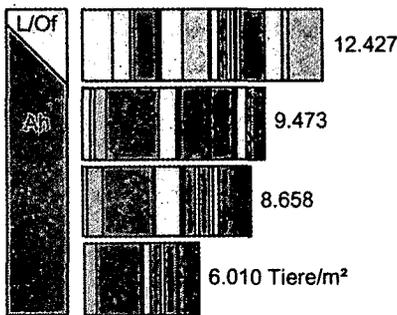


Abbildung 2: BZE 475 Bad Driburg Buche (Eggegebirge), Aufn. 16.4.1993.

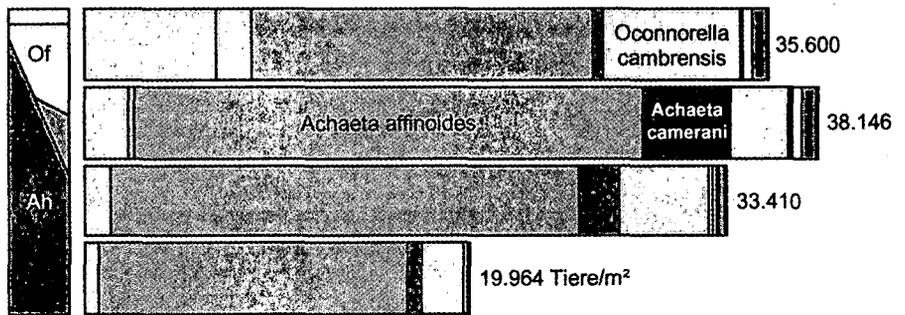


Abbildung 3: Boden-Dauerbeobachtungsfläche Duisburg-Mattlerbusch. Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer, Aufnahme 11.6.1997.

Die in den Abbildungen gezeigten Beispiele für Aufnahmen der Kleinringelwurmzönose stammen aus Beiträgen zu verschiedenen Monitoringprogrammen der Länder. Standardmäßig wurden jeweils 10 Stechrohrproben bis 10 cm Tiefe (auf Ackerflächen bis 24 cm) entnommen und in 4 gleiche Tiefenstufen geteilt (Graefe et al., 1998). Aus den Proben wurden die Tiere mit der Wassertauchmethode nach Graefe (in Dunger und Fiedler, 1989) extrahiert. Die Wässerung erfolgte über 48 Stunden bei einmaligem Wasserwechsel nach 12 bis 24

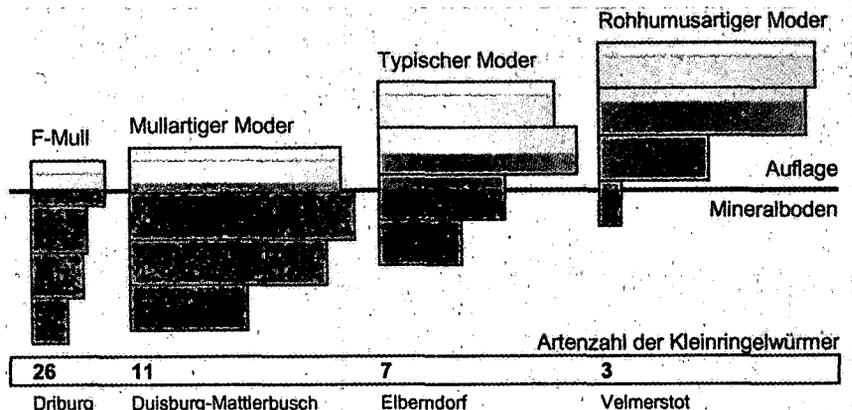


Abbildung 4: Entlang der Humusformenreihe verschiebt sich die Aktivität der Kleinringelwurmzönose allmählich vom Mineralboden in die Auflage bei gleichzeitiger Abnahme der Artenvielfalt.

Der Oh-Horizont ist nicht durchgehend ausgebildet. Die Zönose besteht aus 11 Arten. In allen Tiefenstufen dominiert *Achaeta affinoides*, die einen Gesamtanteil von 67 % erreicht.

In Abb. 4 sind die drei Aufnahmen und eine vierte maßstabsgetreu so zusammengestellt, dass sie eine ökologische Reihe bilden. Die Kleinringelwurmbesiedlung spiegelt den Tiefenverlauf der biologischen Aktivität im Humusprofil wider. Sie verschiebt sich schrittweise vom Mineralboden in die Auflage. Gleichzeitig nimmt die Artenvielfalt ab. Auch die Artenzusammensetzung verändert sich graduell. Diese Reaktionen sind regelhaft gerichtet und ermöglichen die genaue Einstufung des biologischen Bodenzustands, was eine Voraussetzung für das Erkennen von Veränderungstendenzen ist (vgl. Graefe und Schmelz, 1999).

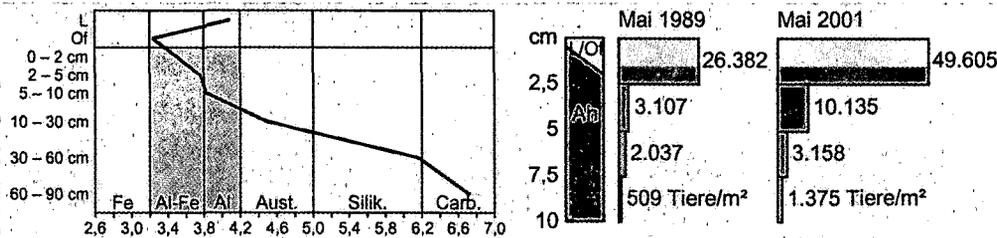


Abbildung 5: Boden-Dauerbeobachtungsfläche Schwaney Buche (Eggegebirge). Tiefenverlauf des pH-Werts (CaCl<sub>2</sub>). Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer in den Untersuchungsjahren 1989 und 2001.

Abb. 5 zeigt ein Beispiel für einen durch Aluminium-Toxizität beeinflussten Rückgang der Siedlungsdichte im Mineralboden. Wie der BZE-Punkt Bad Driburg gehört die Boden-Dauerbeobachtungsfläche Schwaney zum Standortstyp Perlgras-Buchenwald auf Kalkverwitterungslehm. Die am Luvhang des Eggegebirges gelegene Fläche ist aber höheren Säureeinträgen ausgesetzt. Der Oberboden befindet sich im Aluminium-Pufferbereich, wobei die Versauerungsfront in 10 bis 60 cm Bodentiefe verläuft. An den Verteilungskurven fällt die sprunghafte Abnahme der Besiedlung am Übergang zum Mineralboden auf. Kleinringelwürmer sind feuchthäutige Tiere und leben in direktem Kontakt mit der Bodenlösung. Aus Laborversuchen an Enchyträen ist bekannt, dass Bodenlösungen im Aluminium-Pufferbereich für die Tiere toxisch sein können (Graefe, 1991).

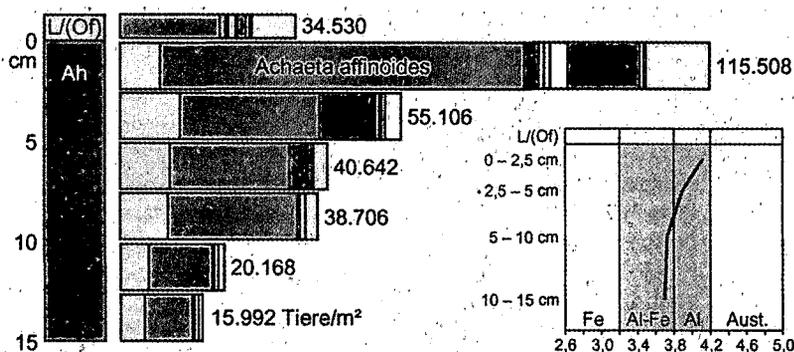


Abbildung 6: Gekalkter Waldpark „Am Stühh-Süd“ im Hamburger Stadtgebiet. Vertikalverteilung der Kleinringelwürmer und Tiefenverlauf des pH-Werts (CaCl<sub>2</sub>), Aufnahme 6.4.1992.

Der pH-Wert allein erlaubt noch keine Vorhersage über den biologischen Bodenzustand. In den Jahren 1984 bis 1986 wurden große Waldparkflächen im Hamburger Stadtgebiet mit dem Ziel gekalkt, den pH-Wert im Oberboden auf Werte um pH 5 anzuheben (Däumling und Tiedemann, 2003). Bei Kontrolluntersuchungen 5 Jahre nach der Kalkung mit 5 t Magnesiumkalk/ha stellte sich heraus, dass der pH-Wert nur oberflächennah geringfügig angestiegen war. Dennoch hatten sich teilweise günstige Humusformen entwickelt, die

zwischen L-Mull und F-Mull variierten. Die Frage, ob diese Flächen nachgekalkt werden sollten, ist damals kontrovers diskutiert worden und ist der Anlass für eine bodenbiologische Untersuchung gewesen, die 1992 im Waldpark „Am Stühh-Süd“ durchgeführt wurde.

Eine detaillierte Beschreibung des Standorts Stühh-Süd findet sich bei Däumling und Tiedemann (2003). Der Oberboden ist ein stark humoser Sand. Die pH-Werte liegen im Aluminium-Pufferbereich (Abb. 6). Der Regenwurmbesatz entspricht Mull typischen Verhältnissen mit anecischen und endogäischen Arten, die wahrscheinlich erst nach der Kalkung aus den umliegenden Gärten eingewandert sind. (Eine so schnelle Einwanderung setzt einen lokal vorhandenen Artenpool voraus, der unter städtischen Bedingungen,

nicht aber in siedlungsfernen Wäldern gegeben ist.)

Die Beprobung der Kleinringelwürmer erfolgte bis in 15 cm Tiefe. Abb. 6 zeigt die vertikale Verteilung der Tiere. Die Gesamtsiedlungsdichte beträgt 320.000 Individuen/m<sup>2</sup>, was ungefähr dem 9fachen Wert von Bad Driburg entspricht. Diese

außerordentlich hohe Aktivität kann sich nicht allein aus der Streuzersetzung gespeist haben, sondern deutet auf einen durch die Kalkung ausgelösten Humusvorratsabbau im Mineralboden. Der Humusgehalt bietet aber Schutz vor toxischen Aluminium-Ionen und sollte möglichst erhalten bleiben. Da auch die Humusform nicht weiter zu verbessern ist, konnte aus bodenbiologischer Sicht eine Wiederholungskalkung zum damaligen Zeitpunkt nicht empfohlen werden.

#### Danksagung

Die Untersuchungen erfolgten im Auftrag des Landesumweltamts Nordrhein-Westfalen (LUA), der Landesanstalt für Ökologie Nordrhein-Westfalen (LÖBF), des Landesamts für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU) und der Umweltbehörde Hamburg.

#### Literatur

- Barth, N., Brandtner, W., Cordsen, E., Dann, T., Emmerich, K.-H., Feldhaus, D., Kleefisch, B., Schilling, B., Utermann, J. (2000): Boden-Dauerbeobachtung – Einrichtung und Betrieb von Boden-Dauerbeobachtungsflächen. In D. Rosenkranz, G. Bachmann, W. König, G. Einsele (Hrsg.): Bodenschutz. Kennziffer 9152, Erich Schmidt, Berlin, 127 S.
- Däumling, T., Tiedemann, H. (2003): „Stühh Süd“ – ein bodensaurer Waldpark im Hamburger Stadtgebiet mit Kalkungsgeschichte. Bodenschutz, 8. Jahrgang, Heft 1: 16-20.
- Didden, W. A. M., Fründ, H.-C., Graefe, U. (1997): Enchytraeids. In Benckiser, G. (ed.): Fauna in Soil Ecosystems. Marcel Dekker, New York, pp. 135-172.
- Dunger, W., Fiedler, H. J. (1989): Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer, Stuttgart, 432 S.
- Graefe, U. (1991): Ein Enchyträentest zur Bestimmung der Säure- und Metalltoxizität im Boden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 66: 487-490.
- Graefe, U., Elsner, D.-C., Necker, U. (1998): Monitoring auf Boden-Dauerbeobachtungsflächen: Bodenzologische Parameter zur Kennzeichnung des biologischen Bodenzustandes. Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. 87: 343-346.
- Graefe, U., Schmelz, R. M. (1999): Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. Newsletter on Enchytraeidae 6: 59-67.
- Nielsen, C. O., Christensen, B. (1959): The Enchytraeidae, critical revision and taxonomy of European species. Natura Jutlandica 8-9: 160 pp.
- Schmelz, R. M. (2003): Taxonomy of Fridericia (Oligochaeta, Enchytraeidae). Revision of species with morphological and biochemical methods. Abh. Naturwiss. Ver. Hamb. (NF) 38: 415 pp.

## Die Beziehung der N-Versorgung von Bodenmikroorganismen mit ihrem Adenylat-Gehalt

Rainer Georg Jörgensen <sup>a)</sup>, Markus Raubuch <sup>a)</sup>

### Einleitung

Die Messung von ATP, aber auch aller 3 Adenylate ATP, ADP und AMP gehört schon seit langem zum Repertoire der Bodenmikrobiologie (DYCKMANS et al. 2003). Methodische Probleme insbesondere in der Extraktion aus dem Boden haben bisher einen breiten Einsatz verhindert. Neben methodischen Schwierigkeiten hat es aber auch konzeptionelle Probleme in der Einordnung der Messwerte gegeben. Für einige war das ATP eine geeignete Maßgröße für mikrobielle Biomasse mit einem sehr konstanten ATP/C<sub>MIK</sub>-Verhältnis bei entsprechender Vorbehandlung. Für andere war das ATP eher eine Maßgröße für die Aktivität von Mikroorganismen, die sich entsprechend den Umweltbedingungen rasch veränderte. Einigkeit besteht darin, dass die Messung von ATP eine sehr schnelle Methode war, die schon nach kurzer Zeit zu Ergebnissen führte. Durch die Entwicklung der alkalischen DMSO-Extraktion konnten die meisten der Extraktionsprobleme beseitigt werden (BAI et al. 1988; DYCKMANS & RAUBUCH 1997). Die Kombination mit der HPLC-Detektion erlaubte dann die Bestimmung aller Adenylate mit der gleichen Geschwindigkeit und Genauigkeit wie von ATP. Die Bestimmung der Adenylat-Gehalte an einem breiten Probenspektrum in den letzten Jahren hat zu einer ganzen Reihe von überraschenden Ergebnissen geführt. Eines der auffallendsten Resultate ist die enge Beziehung des Adenylat-, aber auch des ATP-Gehalts zu N<sub>MIK</sub>, die wesentlich ausgeprägter als die zu C<sub>MIK</sub> ist (DILLY & NANNIPIERI 2001; JOERGENSEN & RAUBUCH, 2002; SALAMANCA et al. 2002, 2004). Dieses spielt verständlicher Weise eine große Rolle in Situationen, in denen die N-Verfügbarkeit für Mikroorganismen eingeschränkt ist. Aber auch die Verfügbarkeit von anderen Nährstoffen bzw. das Vorhandensein von hemmenden Substanzen kann einen wichtigen Einfluss auf das C/N-Verhältnis der mikrobiellen Biomasse und damit auch auf das Adenylat/C<sub>MIK</sub>- bzw. das ATP/C<sub>MIK</sub>-Verhältnis haben (SALAMANCA et al. 2002, 2004). Die verschiedenen genannten Aspekte werden in diesem Beitrag an Beispielen erläutert.

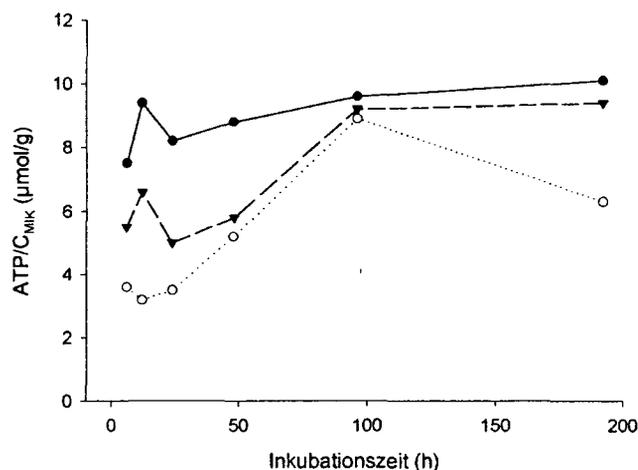
### Material und Methoden

C<sub>MIK</sub> wurde in allen Beispielen mit der CFE-Methode bestimmt (WU et al. 1990). Die Messung der Adenin-Nukleotide und die Berechnung des AEC (adenylate energy charge:  $(ATP + 0.5 \times ADP) / (ATP + ADP + AMP)$ ) erfolgte nach BAI et al. (1988) entsprechend der Modifikationen von DYCKMANS und RAUBUCH (1997).

Eine feuchte Probe entsprechend 4 g ofen-trockenen Boden wurde mit einer Mischung von 4 ml Dimethylsulfoxid (DMSO), 16 ml Puffer (10 mM Na<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> + 20 mM EDTA, eingestellt mit KOH auf pH 12). Dann wurden 500 µl dieser Suspension mit 500 µl Benzalkoniumchlorid-Lösung in einem Zentrifugenröhrchen für 5 sec in einem Ultraschallbad gemischt. Die Benzalkoniumchlorid-Lösung enthielt 2 mM Mg-EDTA, 10 mM Ammoniumacetat und 20 mM Tris(hydroxymethyl)-Aminomethan, pH 7,75 mit Acetat (MARTENS, 2001). Nach der Derivatisierung mit Chloracetaldehyd, wurden die Adenin-Nukleotide mit HPLC und Fluoreszenz-Detektion (Emission/Exzitation: 410/280 nm) bestimmt. Die Trennung erfolgte mit einer 250 x 4.6 mm Säule (5 µm ODS Hypersil) und einer Vorsäule (10 x 4.6 mm). Die Chromatographie wurde isokratisch mit einem 50 mM Ammoniumacetat-Puffer durchgeführt, der 1 mM EDTA und 0.4 mM TBAHS enthielt und mit Methanol (89.5/10.5 v/v) als mobile Phase. Die Säulentemperatur betrug 26°C.

### Ergebnisse und Diskussion

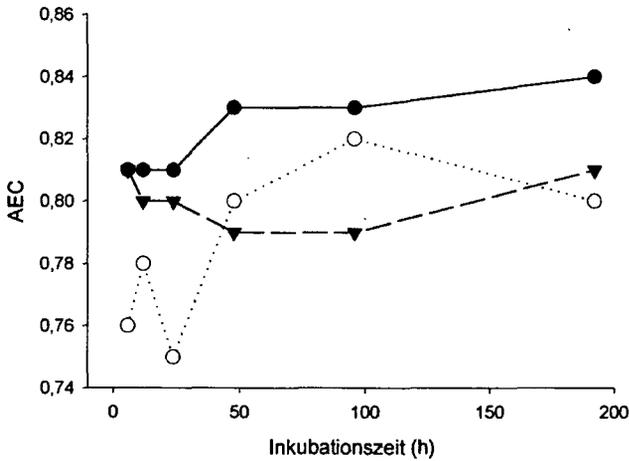
Die Zugabe von Glucose ohne N-Ausgleich führt gegenüber der unbehandelten Kontrolle zu einem Absinken des ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten in den ersten beiden Tagen unabhängig ob die Glucose auf eine Portion oder auf 8 täglich gegebene Portionen verteilt wird (JOERGENSEN & RAUBUCH 2002).



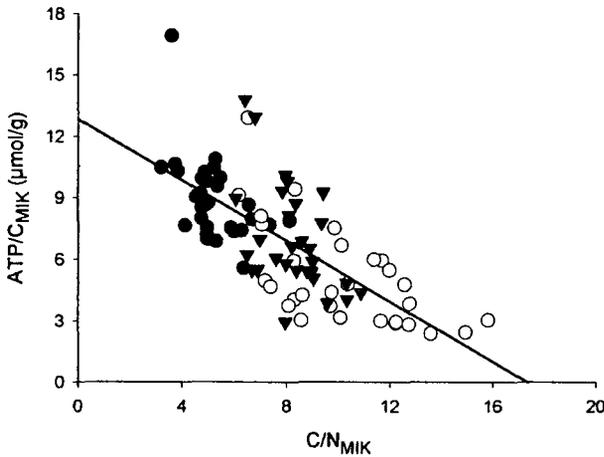
**Abb. 1:** Veränderung des ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten im Verlauf einer Inkubation bei 25°C. Unbehandelte Kontrolle (●), Glucosezugabe (1 x 4000 µg g<sup>-1</sup> Boden) zu Beginn (○), Glucosezugabe (8 x 500 µg g<sup>-1</sup> Boden) täglich (▼). Alle Proben wurden täglich mit einem Spatel kurz umgerührt (JOERGENSEN & RAUBUCH 2002).

Die Zugabe von Glucose ohne N-Ausgleich führt gegenüber der unbehandelten Kontrolle zu einem generellen Absinken des AEC über den ganzen Inkubationszeitraum (Abb. 2). Zu Beginn ist dieses Absinken in der Variante mit der einmaligen Glucosezugabe ausgeprägter. Der ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotient variierte in diesem Experiment zwischen 3,2 to 10,1 µmol g<sup>-1</sup> und zeigte eine signifikant negative lineare Beziehung mit dem C/N<sub>MIK</sub>-Quotienten (Abb. 3). Bei N-Mangel ist anscheinend die Bildung von Enzymen für die ATP-bildenden metabolischen Stoffwechselschritte inhibiert.

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

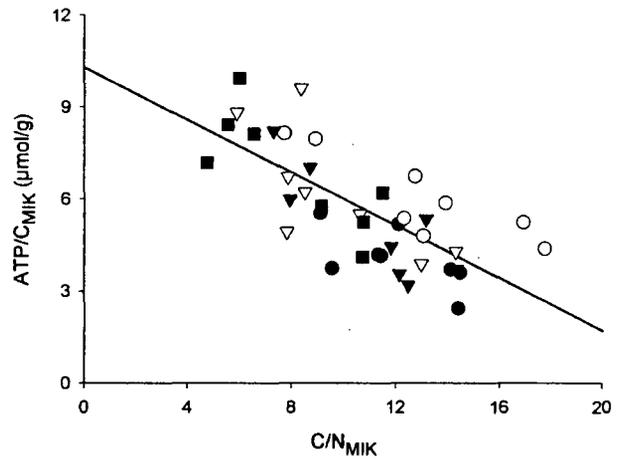


**Abb. 2:** Veränderung des ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten im Verlauf einer Inkubation bei 25°C. Unbehandelte Kontrolle (★), Glucosezugabe (1 x 4000 µg g<sup>-1</sup> Boden) zu Beginn (■), Glucosezugabe (8 x 500 µg g<sup>-1</sup> Boden) täglich (▼). (JOERGENSEN & RAUBUCH 2002).



**Abb. 3:** Lineare Beziehung zwischen dem C/N<sub>MIK</sub>- und dem ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten auf der Datenbasis von 3 Varianten, 6 Probenahmeterminen und 5 Parallelen:  $y = 12.8 - 0.74x$ ,  $r = -0.70$  ( $P < 0.0001$ ,  $n = 90$ ). Unbehandelte Kontrolle (★), Glucosezugabe (1 x 4000 µg g<sup>-1</sup> Boden) zu Beginn (■), Glucosezugabe (8 x 500 µg g<sup>-1</sup> Boden) täglich (▼). (JOERGENSEN & RAUBUCH 2002).

In den Versuchen von JOERGENSEN und RAUBUCH (2002) sowie von DILLY et al. (2001) war eindeutig die N-Verfügbarkeit die Ursache für die sehr niedrigen ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten in Kombination mit sehr weiten C/N-Verhältnissen der mikrobiellen Biomasse. Die Daten der Arbeiten von SALAMANCA et al. (2002, 2004) zeigen, dass noch andere Faktoren die Synthese von Protein und ATP in den Mikroorganismen von Böden negativ beeinflussen (Abb. 4). In den Böden eines tropischen Sekundärwaldes in La Union, Philippinen, zeigen weder das C/N-, noch das C/P-Verhältnis der Böden, und ebenso wenig die N-, P-, S-, K-, Mg-, Ca-, Zn- und Cu-Gehalte der Laubstreu Nährstoffmangel an.



**Abb. 4:** Lineare Beziehung zwischen dem C/N<sub>MIK</sub>- und dem ATP/C<sub>MIK</sub>-Quotienten auf der Datenbasis von 2 Böden, 5 Streuvarianten und 4 Parallelen nach 49 d Inkubation bei 25°C mit 1% Streuzugabe:  $y = 10.3 - 0.43x$ ,  $r = -0.73$  ( $P < 0.0001$ ,  $n = 40$ ); keine Streuzugabe (★), *Eucalyptus* (■), *Swietenia* (σ), *Gmelina* (θ), *Calliandra* (▣) (SALAMANCA et al. 2004).

### Literatur

- BAI, Q.Y., ZELLES, L., SCHEUNERT, I., KORTE, F., 1988. Determination of adenine nucleotides in soil by ion-paired reverse-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Microbiological Methods* 9, 345-351.
- DILLY, O., NANPIERI, P., 2001. Response of ATP content, respiration rate and enzyme activities in an arable and a forest soil to nutrient additions. *Biology and Fertility of Soils* 34, 64-72.
- DYCKMANS, J., RAUBUCH, M., 1997. A modification of a method to determine adenosine nucleotides in forest organic layers and mineral soils by ion-paired reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Microbiological Methods* 30, 13-20.
- DYCKMANS, J., CHANDER, K., JOERGENSEN, R.G., PRIESS, J., RAUBUCH, M., SEHY, U., 2003. Adenylates as an estimate of microbial biomass C in different soil groups. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 1485-1491.
- JOERGENSEN, R.G., RAUBUCH, M., 2002. Adenylate energy charge of a glucose-treated soil without adding a nitrogen source. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 1317-1324.
- MARTENS, R., 2001. Estimation of ATP in soil: extraction methods and calculation of extraction efficiency. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 973-982.
- SALAMANCA, E., RAUBUCH, M., JOERGENSEN, R.G., 2002. Relationships between soil microbial indices in secondary tropical forest soils. *Applied Soil Ecology* 21, 211-219.
- SALAMANCA, E.F., RAUBUCH, M., JOERGENSEN, R.G., 2004. Microbial reaction on the addition of different leaf litter species in secondary tropical forest soils. *Applied Soil Ecology* (submitted).
- WU, J., JOERGENSEN, R.G., POMMERENING, B., CHAUSSOD, R., BROOKES, P.C., 1990. Measurement of soil microbial biomass-C by fumigation-extraction - an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 1167-1169.

## Re-crystallization of loess $\text{CaCO}_3$ induced by rhizosphere respiration and initial rates of pedogenic carbonate formation

Kuzyakov Y., Shevtzova E., Pustovoytov K.\*

### Introduction

High  $\text{CO}_2$  concentration in soil resulting from microbial and root respiration is the main factor controlling the dissolution of geogenic carbonates, their re-crystallization and formation of pedogenic carbonates under arid and semiarid climatic conditions. Many soil dating and paleo-reconstructing methods are based on the measuring of  $^{14}\text{C}$  and/or  $\delta^{13}\text{C}$  of pedogenic carbonates. The main assumption of the paleo-reconstructing approaches is that the  $\text{CO}_3^{2-}$  of the geogenic  $\text{CaCO}_3$  is isotopically exchanged by  $\text{HCO}_3^-$  dissolved in soil solution after microbial and root respiration. However, this assumption was never checked experimentally and the time periods necessary for partial and full re-crystallization remains unknown.

### Material and Methods

We used isotopic exchange between geogenic carbonates of loess and  $^{14}\text{C}$  respired from the rhizosphere of wheat artificially labeled in  $^{14}\text{CO}_2$  atmosphere.

The loess contained 27%  $\text{CaCO}_3$  and had no  $\text{C}_{\text{org}}$ . 10 mL of water extract from a loamy soil (originated from loess) were added to the loess to introduce soil microorganisms. The loess moisture was maintained at 60% of WC and was adjusted gravimetrically. Four spring wheat plants were grown in containers under 27/22 °C day/night temperature, 14 hours photoperiod and  $800 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  light intensity. The plants were fertilized four times before each labeling with 100 ml standard full nutrient solution containing 56, 82, and  $7.75 \mu\text{g mL}^{-1}$  of N, P, and K, respectively.

Experimental layout included 6 variants:

- 1) Control: loess without plants and without labeling.
- 2) Wheat grown on loess, sealed before the labeling, and labeled only once.
- 3) Wheat grown on loess, sealed before the labeling, and labeled twice.
- 4) Wheat grown on loess, sealed before the labeling, and labeled three times.

- 5) Wheat grown on loess, sealed before the labeling, and labeled four times.
- 6) Wheat grown on loess, don't sealed before the labeling, and labeled four times.

So, the plants of different variants were labeled one to four times. The loess-root compartment of the last variant with 4 labelings was not sealed.

For the first time, the plants were labeled on day 21 after germination. The subsequent labelings (4) occurred after four days. It means, that the last labeling was conducted on day 33.

The trapping of  $\text{CO}_2$  evolved from root-loess compartment was not continuously. This allowed an accumulation of  $^{14}\text{CO}_2$  evolved during 4 days between the labelings, and allowed an isotopic exchange with  $\text{CaCO}_3$  of the loess. All the  $\text{CO}_2$  released in root-loess compartment during 4 days was trapped during about 2 hours shortly before the next labeling or cutting (for the variant, which was not labeled more). After the  $\text{CO}_2$  trapping and before the next labeling, the air in the root-loess compartment was flushed with  $\text{CO}_2$  free atmospheric air to supply roots and microorganisms with oxygen.

After the experiment,  $\text{CaCO}_3$  of loess was neutralized by  $\text{H}_3\text{PO}_4$  and the evolved  $\text{CO}_2$  was trapped with 100 mL of 1 M NaOH and its  $^{14}\text{C}$  activity was measured by liquid scintillation counting.

The calculation of the incorporation of root-derived C into the loess carbonates was based on the specific activity of  $^{14}\text{CO}_2$  evolved during 4 days by root and rhizomicrobial respiration. The initial rate of pedogenic carbonate formation was calculated according to the percentage of re-crystallized  $\text{CaCO}_3$  and the necessary time period.

### Results and Discussion

Ascending number of  $^{14}\text{CO}_2$  pulses (1, 2, 3 and 4) showed a linear increase of rhizosphere  $^{14}\text{C}$  recovered in  $\text{CaCO}_3$  of loess of closed pots (Fig. 1). Therefore, the initial rates of loess carbonate re-crystallization were calculated by linear regression according percentage of re-crystallized  $\text{CaCO}_3$  and re-crystallization period. This equation calculated based on the results of re-crystallization of  $\text{CaCO}_3$  in closed pots was applied for open pots to calculate the time necessary for full re-crystallization of  $\text{CaCO}_3$  under natural conditions. Open pots were used for the final calculation because the re-crystallization conditions in open pots are much closer to the natural environment compared to closed pots

\* Institute of Soil Science and Land Evaluation  
Hohenheim University, D-70593 Stuttgart

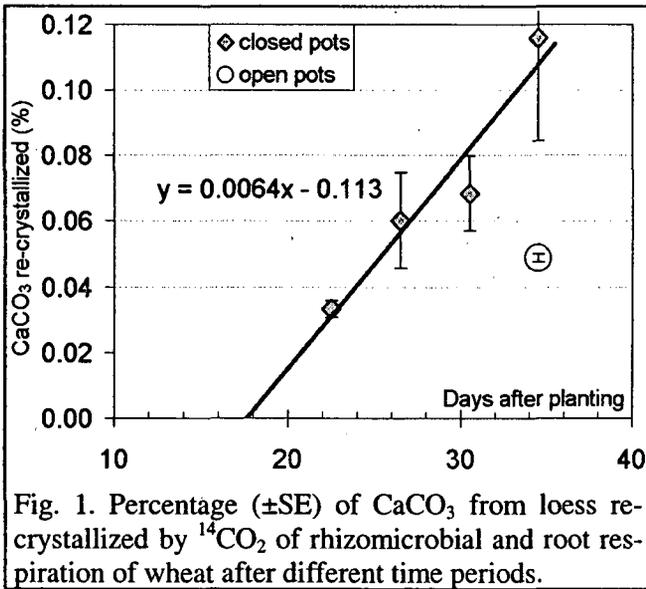


Fig. 1. Percentage ( $\pm$ SE) of CaCO<sub>3</sub> from loess re-crystallized by <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> of rhizomicrobial and root respiration of wheat after different time periods.

(free exchange of soil air with atmosphere air in open pots).

According to the isotopic exchange with <sup>14</sup>C for loess containing 27% CaCO<sub>3</sub>, the initial rate of CaCO<sub>3</sub> re-crystallization was about 0.000028 d<sup>-1</sup>. This rate can be used to calculate the period necessary for full re-crystallization by two different approaches (Fig. 2):

- 1) Linear approach assumes that the CaCO<sub>3</sub> re-crystallized once will be never re-crystallized again. This approach corresponds to formation of pedogenic concretions from loess CaCO<sub>3</sub> after one re-crystallization cycle.
- 2) Exponential approach assumes that the CaCO<sub>3</sub> re-crystallized once can be re-crystallized again and again.

These two approaches show the alternatives. Probably, the real re-crystallization process under soil conditions is between these two extremes.

Besides the calculation approach, an important parameter affecting the duration of root and rhizomicrobial respiration during a year is vegetation period. For exponential approach, we calculated the re-crystallization time for 6 different vegetation periods in 2-months-steps (Fig. 2).

Figure 2 shows that depending on vegetation period at least 100 years, but probably between 400 and 2000 years are necessary for full re-crystallization of CaCO<sub>3</sub> of loess having 27% CaCO<sub>3</sub>.

These periods necessary for full re-crystallization of diffuse geogenic CaCO<sub>3</sub> covering a range between many hundreds to few thousands of years show intrinsic precision of paleo-reconstructing methods based on the measuring of <sup>14</sup>C and/or  $\delta^{13}$ C of pedogenic carbonates.

It means that beside the variability of <sup>14</sup>C ages and/or  $\delta^{13}$ C values of pedogenic carbonates as well as analytical precision of the equipment used, the time precision of paleo-reconstructing methods cannot be higher than at least many hundreds of years.

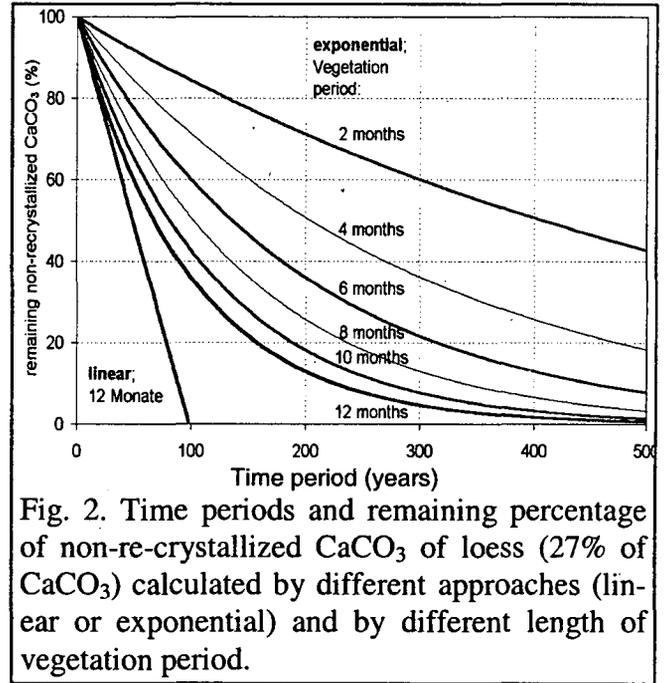


Fig. 2. Time periods and remaining percentage of non-re-crystallized CaCO<sub>3</sub> of loess (27% of CaCO<sub>3</sub>) calculated by different approaches (linear or exponential) and by different length of vegetation period.

Surely, if the initial CaCO<sub>3</sub> percentage of loess is less than 27% shorter time periods will be necessary for full re-crystallization. If the dependence of re-crystallization rate on CaCO<sub>3</sub> percentage is linear, we can suggest a main equation allowing calculation of the amount of remained non-re-crystallized CaCO<sub>3</sub> depending on time (*t*, in years), vegetation period (*VP*, in days per year) and CaCO<sub>3</sub> percentage (%Lime):

$$CaCO_3(t) = 100 \cdot \exp\left(-0.275 \cdot \frac{VP \cdot t}{365 \cdot \%Lime}\right)$$

where 0.275 is the rate (d<sup>-1</sup>) of CaCO<sub>3</sub> re-crystallization per one percent of CaCO<sub>3</sub> in loess.

### Conclusions

Isotopic exchange between geogenic CaCO<sub>3</sub> of loess and <sup>14</sup>C respired from the rhizosphere of wheat artificially labeled in <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> atmosphere allowed to calculate initial rate of CaCO<sub>3</sub> re-crystallization. Extrapolation of the observed CaCO<sub>3</sub> re-crystallization rate on longer time periods showed that depending on vegetation period, between 400 and 2000 years are necessary for full re-crystallization of CaCO<sub>3</sub> of loess. These are the process-based limits of precision of soil dating and paleo-reconstructing based on pedogenic carbonates.

# N<sub>2</sub>O-Emissionen in Frost-Tau-Perioden: Einfluss der Frostdauer und der Textur

Bernard Ludwig<sup>1</sup>, Robert Teepe<sup>2</sup>

## Einleitung

Die N<sub>2</sub>O-Mengen, die in Zyklen wechselnden Frosts und Auftauens freigesetzt werden, hängen von Standort- und Gefrierbedingungen ab und tragen beträchtlich zu den jährlichen N<sub>2</sub>O-Emissionen bei. Zielsetzung war, den Einfluss der Textur und der Frostdauer auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen von sandigen, schluffigen und lehmigen Böden zu quantifizieren.

## Material und Methoden

Ungestörte Proben (Ap-Horizonte, 0-8 cm) wurden von drei Ackerböden aus Südniedersachsen genommen. Die Proben unterschieden sich deutlich hinsichtlich der Textur, aber nur geringfügig bezüglich der bodenchemischen Charakteristika (Tabelle 1) (Teepe et al., 2004).

Tabelle 1. Bodenchemische Eigenschaften und Korngrößenverteilung der drei Ackerböden (Mittelwerte und Standardfehler, n=5). Die NO<sub>3</sub>-N- und NH<sub>4</sub>-N-Gehalte wurden nach K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>-Extraktion bestimmt.

	pH <sub>H2O</sub>	Sand	Schluff	Ton
		/ %		
Ap sand	6.1 (0.10)	52	38	10
Ap silt	7.1 (0.03)	6	78	16
Ap loam	7.3 (0.04)	34	45	21
	C	N	NO <sub>3</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
	/ %	/ %	/ mg kg <sup>-1</sup>	/ mg kg <sup>-1</sup>
Ap sand	1.1 (0.05)	0.09 (0.01)	1.7 (0.13)	2.1 (0.15)
Ap silt	1.2 (0.02)	0.11 (0.00)	2.2 (0.13)	1.2 (0.13)
Ap loam	1.2 (0.01)	0.11 (0.01)	2.7 (0.30)	1.6 (0.11)

Die Böden wurden in einer automatischen Mikrokosmenanlage unterschiedlich langen Frost-Tau-Zyklen unterworfen. Die N<sub>2</sub>O- und CO<sub>2</sub>-Emissionen wurden mittels GC in dreistündigen Abständen gemessen.

Im ersten Experiment wurden bei den Böden des Standortes Ap-silt vier unterschiedliche Wassergehalte eingestellt, die wassergefüllte Porenvolumina von 42, 55, 64 und 76% WFPS ergaben, und die Emissionen wurden bestimmt.

Im zweiten Experiment wurden die Böden der Standorte AP-silt, Ap-loam und Ap-sand jeweils auf eine Saugspannung von -0.5 kPa eingestellt und die Emissionen ermittelt.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Variation des Wassergehalts ergab, dass die N<sub>2</sub>O-Emissionen in der Reihenfolge 64% > 55% > 42% WFPS abnahmen (nicht gezeigt), welches darauf hinwies, dass die Zunahme der Nitrifizierungsrate mit abnehmendem WFPS (also zunehmendem Sauerstoffgehalt) geringer war als die Abnahme der Denitrifizierungsrate. Die N<sub>2</sub>O-Emissionen bei 76 % waren geringer als bei 55 % WFPS, was vermutlich auf ein erhöhtes Verhältnis der Produktion von N<sub>2</sub> : N<sub>2</sub>O bei sehr feuchten Bedingungen zurückzuführen ist.

Für Ackerböden unterschiedlicher Textur (sandig, schluffig bzw. lehmig) wurde gefunden, dass der Einfluss der Textur auf die N<sub>2</sub>O-Emissionen nur gering war. Im Gegensatz dazu hatte die Länge der Gefrierdauer einen bedeutenden Einfluss: bei kurzen (< 1 Tag) Frostphasen waren die N<sub>2</sub>O-Emissionen der Böden vernachlässigbar, nahmen aber mit zunehmender Länge signifikant (p < 0.05) zu (Abb. 1). Die Gründe hierfür sind unklar und möglicherweise auf zunehmende Nährstofffreisetzung mit der Gefrierdauer oder auf Änderungen der Anzahl fakultativ denitrifizierender Bakterien zurückzuführen, die mit zunehmender Gefrierdauer von aerober auf anaerobe Aktivität umschalten. Während des Taus ändert sich die Sauerstoffkonzentration im nassen Boden nur langsam, mit dem Ergebnis, dass die Änderung der anaeroben zur aeroben Denitrifizierung einige Stunden dauert, welches in dieser Zeit zu einer hohen N<sub>2</sub>O-Produktion führt.

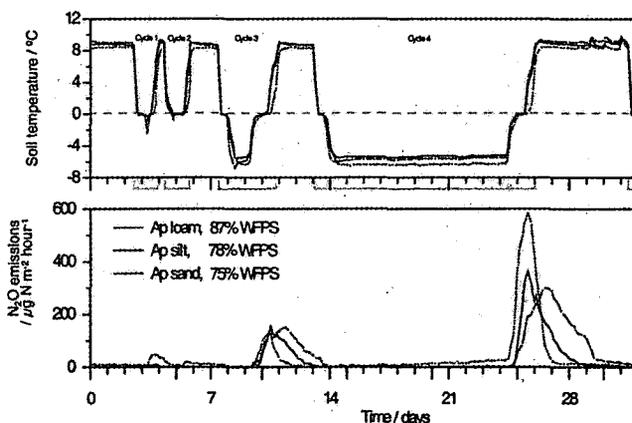


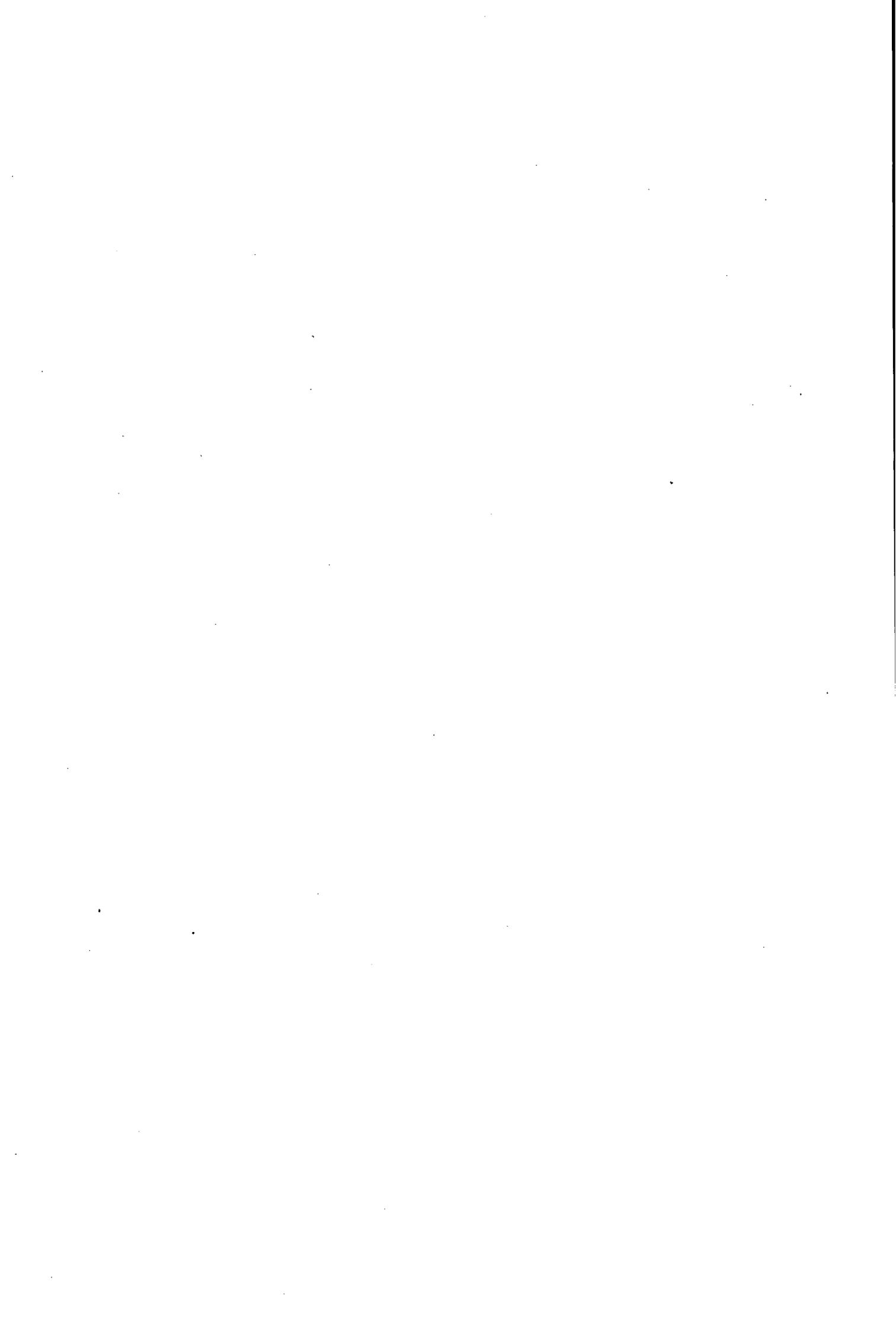
Abb. 1. Bodentemperatur und N<sub>2</sub>O-Emissionen der ungestörten Böden in Frost-Tau-Zyklen (n=9).

## Literatur

Teepe, R., Vor, A., Beese, F. and Ludwig, B. (2004): Emissions of N<sub>2</sub>O from soils during cycles of freezing and thawing and the effects of soil water, texture and duration of freezing. Eur. J. Soil Sci. In press.

<sup>1</sup>Fachgebiet Umweltchemie, Universität Kassel, Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen

<sup>2</sup>Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Büsingenweg 2, Universität Göttingen, 37077 Göttingen



## Geochemische und mineralogische Aspekte des Bewässerungsfeldbaus mit geogenen Arsen belastetem Grundwasser – eine Fallstudie aus Maldah, West-Bengalen

Norra S<sup>1</sup>, Agarwala P<sup>2</sup>, Berner Z<sup>1</sup>, Chandrasekharam D<sup>2</sup>, Kramar U<sup>1</sup>, Stüben D<sup>1</sup>, Wagner F<sup>1</sup>

### Einleitung

Grundwässer in West-Bengalen und Bangladesh weisen großflächig erhöhte As-Gehalte auf, die zwischen 0,05 bis 3,7 mg/L variieren, mit einem Durchschnitt, der das 20-fache des WHO-Grenzwertes von 10 µg/L beträgt (Stüben et al. 2003). Die Belastung des Grundwassers mit As muss bei diesem Ausmaß geogene Ursachen haben, wobei die genauen geochemischen Prozesse der As-Freisetzung aus den Sedimenten in das Grundwasser noch nicht hinreichend geklärt sind. Das Grundwasser wird in weiten Teilen West-Bengalens von etwa 6 Millionen Menschen als Trinkwasser genutzt und ruft dementsprechend Krankheiten wie Hautkrebs oder die sogenannte Black-Food-Disease hervor. Darüber hinaus wird das As-belastete Grundwasser zur intensiven Bewässerung von Getreidefeldern genutzt. Ziel dieser Studie war es, den Kontaminationspfad Bewässerungswasser – Boden – Getreidepflanze durch As zu verfolgen und die die As-Verteilung bestimmenden bodenchemischen Prozesse zu ermitteln.

### Untersuchungsgebiet und Beprobung

Das Untersuchungsgebiet liegt in Maldah, im Norden West-Bengalens. Hier wird Reis im Nassfeldbau angebaut, während Weizen nur sporadisch bewässert wird. An zwei benachbarten Standorten (8 m Abstand) wurden im März 2002 zum einen Reisböden (bis 110 cm Tiefe) und –pflanzen, zum anderen Weizenböden (bis 100 cm Tiefe) und –pflanzen beprobt. Bodenproben wurden von 5 bis 10 cm mächtigen Schichten genommen. Das Weizenfeld liegt 0,7 m höher als das Reisfeld. Weiterhin wurde das Bewässerungswasser des Reisfeldes während der Förderung und nach 24h beprobt. Zur Kontrolle wurden Reisböden und -pflanzen aus einem As unkontaminierten Gebiet in 10 km Entfernung entnommen.

### Methoden

Die Bodenproben wurden bei 45°C getrocknet und die abgesiebte Fraktion kleiner 2 mm wurde analysenfein gemahlen. Röntgenfluoreszenzanalytisch (RFA) wurden die Gesamtgehalte einer Reihe von Elementen wie As, Cu, Fe und Mn in den Böden

bestimmt. Die Pflanzenproben wurden bei 105°C getrocknet und Wurzeln, Halme mit Blättern und Getreidekörner getrennt aufgemahlen. Die Elementkonzentrationen der Pflanzenteile wurden nach vollständigem Säureaufschluss in der Mikrowelle mittels ICP-MS ermittelt.

Weiterhin wurden sequentielle Extraktionen (Zeien & Brümmner 1989) an Bodenproben der Schichten 0-5, 5-10 und 10-15 cm durchgeführt; Fe und Mn wurden in den Extrakten mit F-AAS, As mit FIAS analysiert. Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der RFA konnten so 8 Extraktionsschritte unterschieden werden, wobei der siebte Schritt, die Extraktion mit HNO<sub>3</sub>/HClO<sub>4</sub>, vor allem die sulfidisch gebundene Phase widerspiegelt. Die residuale Phase ergibt sich als Differenz zwischen den RFA-Ergebnissen und der Summe der 7 Extraktionsschritte nach Zeien & Brümmner.

An der Ängströmquelle des Forschungszentrums Karlsruhe wurde ein Bodenpartikel der Reisbodenschicht von 0-5 cm Tiefe mittels der µ-SyRFA in µm-Auflösung auf seine chemische Zusammensetzung hin untersucht.

Die mineralogische Zusammensetzung der Böden konnte durch Röntgendiffraktometrie und Mikrosonde ermittelt werden.

### Ergebnisse und Diskussion

Durch die intensivere Bewässerung im Nassfeldbau kommt es zu einer höheren As-Anreicherung im Oberboden (38 mg/kg) gegenüber dem Weizenanbau (18 mg/kg), wohingegen in 1 m Tiefe in beiden Fällen die Gehalte auf Hintergrundwerte von 11 mg/kg As sinken. Das Bewässerungswasser der Reisfelder weist bei Aufbringung rund 520 µg/L As auf, während nach 24h die Konzentration im überstauten Wasser auf 16 µg/L abgefallen ist. Einen ähnlichen Konzentrationsverlauf zeigen Fe und Mn, was darauf hinweist, dass As rasch mit Fe- und Mn-oxohydroxiden kopräzipitiert. Reiswurzeln zeigten hohe As-Konzentrationen (> 170 mg/kg), die aller Wahrscheinlichkeit nach zu einem Großteil an Fe-oxohydroxidkrusten gebunden sind, die die Wurzeln umgeben. Wurzeln der unkontaminierten Referenzreis-pflanze zeigten vergleichbar hohe Fe-Gehalte von >1,3% aber lediglich 7,7 mg/kg As. Diese ausgeprägten Krusten können entstehen, da Reis aktiv O in die Rhizosphäre pumpt. Die sequentielle Extraktion zeigte, dass As in Reisböden vornehmlich an Fe-oxohydroxide (~ 60%), teilweise aber auch sulfidisch (~ 5%) gebunden ist, welches seine Ursache im niedrigen Redoxpotential, das die Bildung von Sulfiden ermöglicht, findet. Ein Teil des As ist zudem in der Residualphase (~ 25%), also silikatisch und oxidisch gebunden. Dieser Anteil entspricht den Hintergrundkonzentrationen. Ein ähnliches Bild ergibt sich für die Weizenböden, wobei der primäre As-Anteil aufgrund der geringeren Gesamtkonzentration einen größeren prozentualen Anteil einnimmt (> 50%), über

<sup>1</sup> Institut für Mineralogie und Geochemie, Universität Karlsruhe (TH) email: [stefan.norra@img.uka.de](mailto:stefan.norra@img.uka.de)

<sup>2</sup> Department of Earth Sciences, Indian Institute Technology, Bombay, India

die Bewässerung eingebrachtes As aber an Fe-oxohydroxide gebunden ist (~ 40%). Synchrotron-Analysen an einem Bodenaggregat des Reisbodens unterstützen das Ergebnis, das As vor allem an der Fe- aber auch an die Mn-Phase gebunden ist. Abbildung 1 zeigt die Verteilung von As in einem Bodenaggregat, Abbildung 2 die Verteilung von As, Fe und Mn entlang eines Transektes. Dabei ist allerdings davon auszugehen, dass Fe zu einem großen Teil siliaktisch gebunden ist und nur sehr untergeordnet in oxidischer Form vorkommt, die aber für die As-Fixierung sehr wichtig ist.

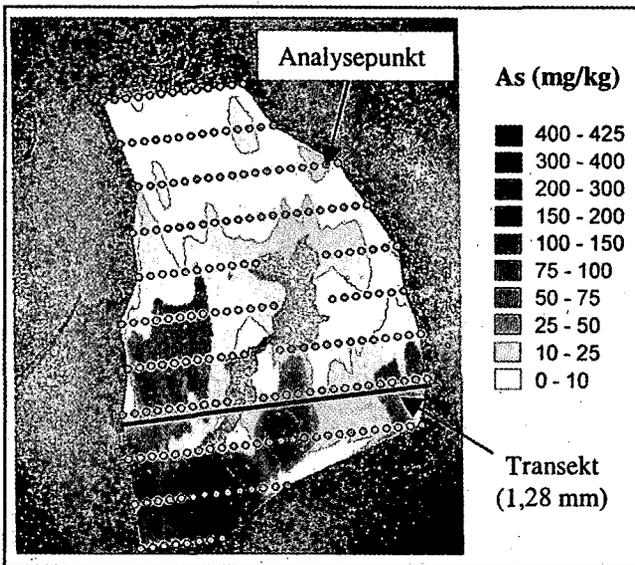


Abb. 1: As Verteilung eines Bodenaggregates

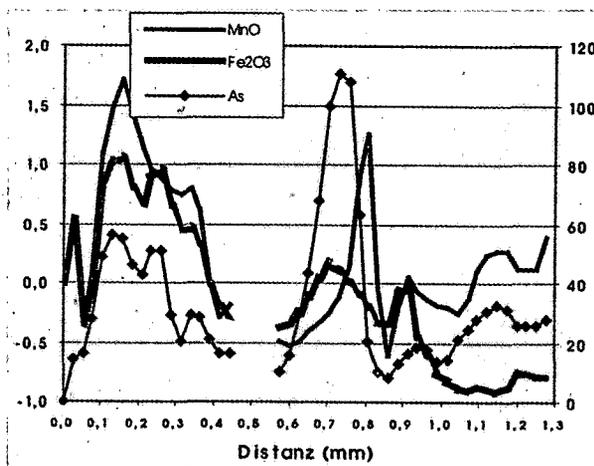


Abb. 2: As-Verteilung entlang des Transektes von Abb. 1

Die Ergebnisse der sequentiellen Extraktion und der  $\mu$ -SyRFA sind konsistent mit den Mikrosonden- und XRD-Analysen. Diese ergaben, dass die Böden primär aus Quarz (~ 35%), Feldspäten (~ 15%), Karbo-

naten (~ 10%) und Schichtsilikaten (~ 40%) bestehen. Untergeordnet kommen Fe- und Ti führende Minerale wie Amphibol, Epidot, Sphen, Magnetit, Titanomagnetit, Ilmenit, Brookit und Anatas vor. Die Schichtsilikatfraktion setzt sich v.a. aus Kaolinit, Biotit, Illit, Serizit, Chlorit und Smektit zusammen. Karbonate kommen als Calcit, teilweise auch als Dolomit vor. Kalziumkarbonate zeigten in eingeschränktem Maße auch Ca-Substitution durch Mn und Mg auf. Zudem wurden in Dünnschliffen optisch Krusten von Fe-oxohydroxiden beobachtet. So ergeben sich zwei As-Quellen. Zum einen das durch die Bewässerung eingebrachte As, zum anderen das As der primären Bodenmatrix der silikatischen und oxidischen Phasen, welches durch Verwitterung zwar lokal freigesetzt, aber direkt an die sekundären Fe-oxohydroxidphasen wieder gebunden wird.

Wichtigstes Ergebnis aus humantoxikologischer Sicht war, dass die As-Gehalte in Reis- und Weizenkörnern, die den Weg in die menschliche Nahrungskette nehmen, unterhalb 1 mg/kg liegen, einem Richtwert für die Beurteilung der Gesundheitsgefährdung in vielen Ländern (u.a. Deutschland, England, Niederlande).

#### Zusammenfassung und Ausblick

Derzeit kann von keiner Gesundheitsgefährdung durch den Verzehr von Reis- und Weizenkörnern ausgegangen werden. Allerdings sind zukünftige Untersuchungen auf die Nutzung von Knollen- und Wurzelfrüchten zu lenken. Ein weiteres Feld zu intensivierender Forschung ergibt sich durch die Anreicherung des As in den landwirtschaftlich genutzten Oberböden. Auch in Zukunft wird As belastetes Bewässerungswasser auf die Felder aufgebracht werden, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die As Konzentrationen weiter ansteigen. Es wird zu zeigen sein, welche Ausmaße die As Akkumulation nicht nur im Untersuchungsgebiet aber auch in Gebieten mit höheren bewässerungsbedingten As Frachten annehmen wird und welche Auswirkungen Flächen-nutzungsänderungen, die das Redoxmilieu des Bodens beeinflussen, auf die As Mobilität haben.

#### Literatur

- Stüben S, Berner Z, Chandrasekharam D, Karmakar J 2003: Arsenic evidence in groundwater of West Bengal, India: geochemical evidence for mobilization of As under reducing conditions. Applied Geochemistry 18: 1417-1434.
- Zeien H, Brümmner GW 1989: Chemische Extraktion zur Bestimmung der Schwermetallbindungsformen in Böden. Mittlgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. Sonderh. 59/1. Kongressbd. Münster: 505-515.

## Bestimmung des pilzlichen Biomasseanteils in Böden mittels Adenylatbestimmung und spezifischer Hemmung mit Cycloheximid

Markus Raubuch<sup>1</sup> Adriana Campos und Rainer G. Jörgensen

### Einleitung

Das Prinzip der selektiven Inhibierung ist seit langem bekannt und basiert auf der selektiven Hemmung der Proteinbiosynthese mittels Applikation selektiv wirkender Cytostatika nach Substratzugabe. In der neueren Literatur haben sich dabei die Anwendungen von Streptomycin (für die Hemmung der Prokaryonten) und Cycloheximid (für die Hemmung der Pilze) etabliert (Evgenia & Anderson, 1998). Bestimmt wird dabei die relativ Abnahme der Respirationsrate nach der Einzelanwendung eines Cytostatikas im Vergleich zur kombinierten Anwendung. Nachteile der Methode sind der Aufwand, der geringe Probendurchsatz und die relative und indirekte Bestimmung.

Der Zustand der Mikroorganismen lässt sich auch mit der Bestimmung der Adenylate AMP, ADP und ATP beschreiben (Raubuch et al., 2002). Die Adenylate und dabei das ATP dient zum einen als Summenparameter zur Beschreibung der mikrobiellen Biomasse (Dyckmans et al., 2003). Zum anderen kann der Adenylate-Energy-Charge (AEC) zur Beschreibung des physiologischen Zustandes herangezogen werden:

$$AEC = \frac{\frac{1}{2}[ADP] + [ATP]}{[AMP] + [ADP] + [ATP]}$$

Im Boden konnte der Nachweis geführt werden, dass die Zugabe leicht verfügbarer C-Quellen die Mikrobengesellschaft beeinflusst (Jörgensen & Raubuch, 2002). Daraus wurde die Arbeitshypothese abgeleitet, dass sich das Prinzip der selektiven Inhibierung auf die spezifische Hemmung des ATP-Gehaltes der Pilze durch Cycloheximid übertragen lässt.

### Material und Methoden

Ein Boden (Grieserde) wurde in der Nähe von Göttingen entnommen. Es handelt sich um ei-

nen stark schluffigen Lehm (23 % Ton, 71 % Schluff und 6 % Sand) mit einem C<sub>org</sub>-Gehalt von 2,23 %, einem N<sub>t</sub>-Gehalt von 0,22 % und einem pH von 7,5. Der Boden wurde auf 2 mm gesiebt und anschließend in Polyethylenbeuteln bei 4 °C bis zur Messung gelagert.

Die Adenylat-Gehalte wurden bei Raumtemperatur nach der Methode von (Dyckmans & Raubuch, 1997) bestimmt. Der Versuch wurde in zwei Schritten durchgeführt. Im ersten Schritt wurden die zu applizierenden Konzentrationen und im zweiten Schritt die Inkubationszeit kalibriert und die Notwendigkeit der Substratzugabe überprüft.

Im ersten Schritt wurden jeweils 2 mg, 4 mg, 6 mg, 8 mg oder 10 mg Cycloheximide/g Boden mit Talkum vermischt, so dass jeweils 10 mg Mischung /g Boden appliziert wurden. Als Kontrolle diente ein Boden ohne Cycloheximid und Talkumzugabe. Die Messung erfolgte nach 6 h. Im zweiten Schritt wurden 4 Varianten nach der Zugabe 0 h, 2 h, 4h, 6h und 24 h nach der Zugabe untersucht:

- ▶ 10mg Cycloheximide/g Boden + 24mg Talkum/g Boden
- ▶ 10mg Cycloheximide/g Boden + 10mg Glucose/g soil + 24mg Talkum/g Boden
- ▶ 10mg Glucose/g soil + 24mg Talkum/g Boden
- ▶ 24mg Talkum/g Boden

### Ergebnisse und Diskussion

Im ersten Experiment wurde der direkte Effekt unterschiedlicher Konzentrationen von Cycloheximid auf den mikrobiellen ATP-Gehalt untersucht. Nach einer Inkubation über 6 Stunden ohne Substratzugabe konnten weder ein Effekt aufgrund der Gabe von Talkum noch ein sichtbarer Effekt bei der Gabe geringer Mengen von Cycloheximid ( $\leq 6$  mg / g Boden) festgestellt werden. Die niedrigsten Werte wurden bei der Gabe von 10 mg Cycloheximid / g Boden erreicht.

Im zweiten Schritt wurde nur die höchste Menge Cycloheximid (10 mg / g Boden) vermischt mit Talkum (24 mg / g Boden) eingesetzt. Zusätzlich wurde der Effekt von Substratzugabe evaluiert. Als zweite Variante wurde der Mischung aus Cycloheximid und Talkum zusätzlich 10 mg Glukose zugegeben. Als Kontrollen dienten Böden die entweder nur Talkum oder entsprechend der zweiten Variante nur Glukose und Talkum erhalten hatten.

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

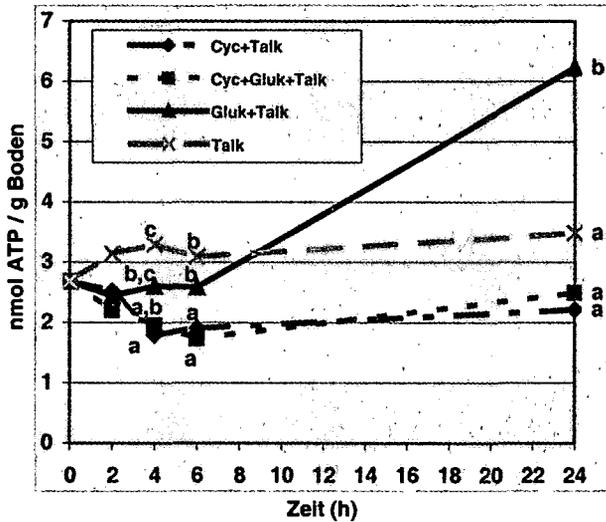


Abb. 1: ATP-Gehalte 0, 2, 4, 6 und 24 Stunden nach Zugabe der Mischungen

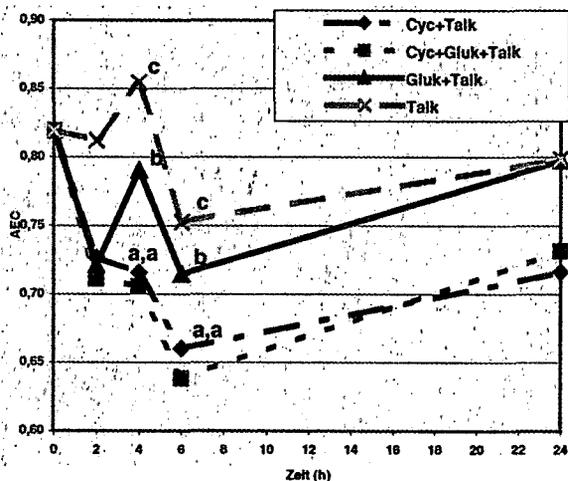


Abb. 2: AEC nach 0, 2, 4, 6 und 24 Stunden nach Zugabe der Mischungen

Die Organismen Gesellschaft reagierte schnell auf die Cycloheximid-Zugabe und nach 4 Stunden war bereits eine deutliche Hemmung der ATP-Gehalte festzustellen. Nach 6 Stunden konnte gezeigt werden, dass die Proben mit Cycloheximid-Zugabe gegenüber den Kontrollen signifikant erniedrigt waren (Abb. 1). Dieser Effekt war unabhängig von der Glukosezugabe. Ein Einfluß der Substratzugabe bei den Kontrollen war erst nach 24 Stunden festzustellen und der mikrobielle ATP-Gehalt deutete auf ein mikrobielles Wachstum hin. Der AEC zeigte nach 4 und 6 Stunden einen ähnlichen Verlauf, wie der ATP-Gehalt. Interessanterweise blieb das Muster, dass die Cycloheximidzugabe den AEC-Gehalt signifikant erniedrigte, die Glukosezugabe aber nur einen geringen

Effekt auf den AEC hatte, auch nach 24 Stunden erhalten (Abb. 2).

Damit konnte in dieser Untersuchung gezeigt werden, dass die Bestimmung des Adenylatgehaltes geeignet ist, schnelle Reaktionen der Mikroorganismengesellschaft auf hemmende Substanzen aufzuzeigen. Es zeichnet sich ab, dass der von Evgenia & Anderson (1998) empfohlene Höchstwert von 10 mg Cycloheximid / g Boden für diese Anwendung nicht zu unterschreiten ist.

Die vorliegenden Ergebnisse wurden auch an anderen Böden mit unterschiedlicher Textur reproduziert. Demnach scheint der zusätzliche Einsatz von Substrat nicht notwendig zu sein und die Bestimmung der Adenylatgehalte als grundsätzliche Toxizitätstests geeignet zu sein. Eine direkte Quantifizierung der Pilzbiomasse aufgrund der spezifisch hemmenden Wirkung von Cycloheximid scheint ebenfalls möglich. Im nächsten Schritt wird diese Quantifizierung durch den Abgleich mit anderen Methoden zur Bestimmung der Pilzbiomasse zu verifizieren sein.

## Literatur

- Dyckmans, J. & M. Raubuch (1997). A modification of a method to determine adenosine nucleotides in forest organic layers and mineral soils by ion-paired reversed-phase high-performance liquid chromatography. *Journal of Microbiological Method.* Vol. 30, pp. 13-20.
- Dyckmans, J.; Chander, K.; Joergensen, R.G.; Priess, J.; Raubuch, M.; Sehy, U., 2003. Adenylates as an estimate of microbial biomass C in different soil groups. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1485-1491.
- Joergensen, R.G. & Raubuch, M., 2002. Adenylate energy charge of a glucose-treated soil without adding a nitrogen source. *Soil Biol. Biochem.* 34, 1317-1324.
- Raubuch, M.; Dyckmans, J.; Joergensen, R.G.; Kreutzfeldt, M., 2002. Relation between respiration, ATP content and adenylate energy charge (AEC) after incubation at different temperatures and after drying and rewetting. *J. Plant Nutr. Soil Scienc.* 165, 435-440.
- Blagodatskaya, E.V. & Anderson, T-H., 1998. Interactive effects of pH and substrate quality of the fungal-to-bacterial ratio and qCO<sub>2</sub> of microbial communities in forest soils. *Soil Biology and Biochem.* 30, 1269-1274.

## **N-Priming-Effekte bei gleichzeitiger Düngung mit Leguminosenschroten und Stallmistkompost im ökologischen Gemüsebau J. Rührer<sup>1</sup>, J.K. Friedel<sup>1</sup>, B. Freyer<sup>1</sup>**

### **Einleitung und Ziele:**

Die veränderte rechtliche Situation aufgrund des Verbotes des Einsatzes von tierischen Eiweißdüngern im ökologischen Gemüsebau zur Stickstoff(N)versorgung der Kulturen erfordert die Entwicklung neuer Düngestrategien. Dazu müssen vegetabile N-Quellen auf ihr N-Mineralisierungspotential, die N-Freisetzungsdynamik im Boden und ihren Einfluss auf den Ertrag, die Pflanzengesundheit und die Produktqualität geprüft werden. Ein Ziel des ökologischen Landbaus ist es, in geschlossenen Stoffkreisläufen zu arbeiten. Daher sollte die Eignung von im eigenen Betrieb produzierbaren Düngern zur ausreichenden und zeitgerechten N-Versorgung organisch-biologisch angebaute Kulturen am Beispiel von Tomaten geprüft werden.

### **Methode:**

In einem Exaktversuch auf einem Praxisbetrieb im pannonischen Klimagebiet Österreichs wurden im Jahr 2001 vegetabile N-Kopfdünger (Lupinenschrot, Kürbiskuchenehl, Rizinus-schrot, Vinasse, Pilzbiomassedünger) auf ihr N-Mineralisationspotential und die Wirkung auf den Ertrag und Qualität einer Tomatenkultur im geschützten Anbau geprüft (Düngegabe als  $N_{\text{verfügbar}}$  in Tab. 1). Als Bodenart lag kalkhaltiger Tschernosem aus Löss mit einem Gesamtstickstoffgehalt von 0,18% und einer guten P- und K-Versorgung vor. Die Varianten wurden in einer randomisierten Blockanlage in vierfacher Wiederholung angelegt. Die hofübliche Fruchtfolge Tomaten / Radieschen / Tomaten / Winterroggen wurde beibehalten.

Bei der Berechnung der Düngermenge wurden der N-Gehalt und die N-Verfügbarkeit aus dem Dünger, der bereits vorliegende  $N_{\text{min}}$ -Gehalt als „Bodenpuffer“ sowie die Mineralisation im Laufe der Vegetationsperiode aus der organischen Bodensubstanz und aus der Kompostdüngung der Vorjahre berücksichtigt.

Die N-Versorgung wurde über eine kombinierte Grund- und Kopfdüngung (Varianten siehe Tab. 1) gewährleistet. Als Kontrolle diente Stallmistkompost-Düngung. Die Kopfdüngergabe wurde gesplittet ausgebracht. Zur Prüfung des N-Mineralisation wurden vor den Düngeterminen und im folgenden im Abstand von 4 Wochen Proben bis zu einer Bodentiefe von 30cm gezogen und auf  $N_{\text{min}}$ -Gehalt ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) analysiert. Die Mittelwerte wurden mittels t-Test für unabhängige Stichproben mit Bonferoni-Korrektur der Irrtumswahrscheinlichkeit ( $P < 0,05$ ) auf Unterschiede geprüft. Im Jahr 2002 wurden im Inkubationsversuch bei einer Temperatur von 18°C über 49 Tage zusätzlich N-Mineralisation und C-Mineralisation der Leguminosenschrotvarianten (Lupinenschrot mit/ohne Kompost, Erbsenschrot mit/ohne Kompost) geprüft. Der Boden wurde aus dem Folientunnel mit und ohne Kompost entnommen und feldfrisch eingewogen. Zur N-Versorgung wurden die äquivalenten Mengen zu 22 t ha<sup>-1</sup> Mistkompost ( $N_t = 150 \text{ kg ha}^{-1}$ ;  $N_{\text{verfügbar}} = 50 \text{ kg ha}^{-1}$ ) und vegetabilen Düngern ( $N_{\text{verfügbar}} = 157 \text{ kg ha}^{-1}$ ) zugegeben.

### **Ergebnisse und Diskussion:**

Die Erträge lagen im Durchschnitt bei 14,5 kg m<sup>-2</sup>. Die Geschwindigkeit der N-Mineralisierung wurde von der Art der vegetabilen Kopfdüngung (Vinasse, Kürbiskuchen, Pilzbiomasse, Pilzbiomasse + Rapsschrot > Rizinus, Lupine) beeinflusst. Besonders bei Düngung mit Leguminosenschroten in Kombination mit Kompost waren, nach Berücksichtigung der Boden- $N_{\text{min}}$ -Gehalte der Kontrolle und des Pflanzenentzugs, die  $N_{\text{min}}$ -Gehalte im Boden höher als die mit den Kopfdüngern zugeführte N-Mengen. Es trat eine zusätzliche N-Mineralisation aus der organischen Bodensubstanz und / oder dem Stallmistkompost, d.h. ein positiver N-Priming-Effekt auf (Kuzyakov et al., 2000). Am geringsten war dieser Effekt bei Vinasse, am stärksten bei Lupinenschrotdüngung in Kombination mit Kompost (Ergebnisse nicht dargestellt).

Im Inkubationsversuch wurde darüber hinaus eine Beschleunigung der N-Mineralisation aus den Leguminosenschroten durch die Kombination mit Kompost festgestellt (Abb. 1). Die Varianten mit Kompost zeigten gegenüber den Varianten ohne Kompost keine Erhöhung der C-Mineralisation.

<sup>1</sup> : Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Wien  
Tel.: +43 1 47654 3750; Fax: +43 1 47654 3792  
e-mail: judith.ruehrer@boku.ac.at

**Fazit:**

Leguminosenschrote sind in Bezug auf die N-Versorgung gleichwertig mit industriell hergestellten Düngern. Entgegen der Annahme keine Unterschiede in der N-Mineralisierung zwischen den Düngervarianten festzustellen, trat durch die Kombination von Lupinenschrot mit Stallmistkompost eine erhöhte N-Freisetzung in relevanten Mengen auf. Eine Reduktion der Kompost- oder Lupinenschrotmenge reduzierte die zusätzliche N-Mineralisierung, die auf einen positiven

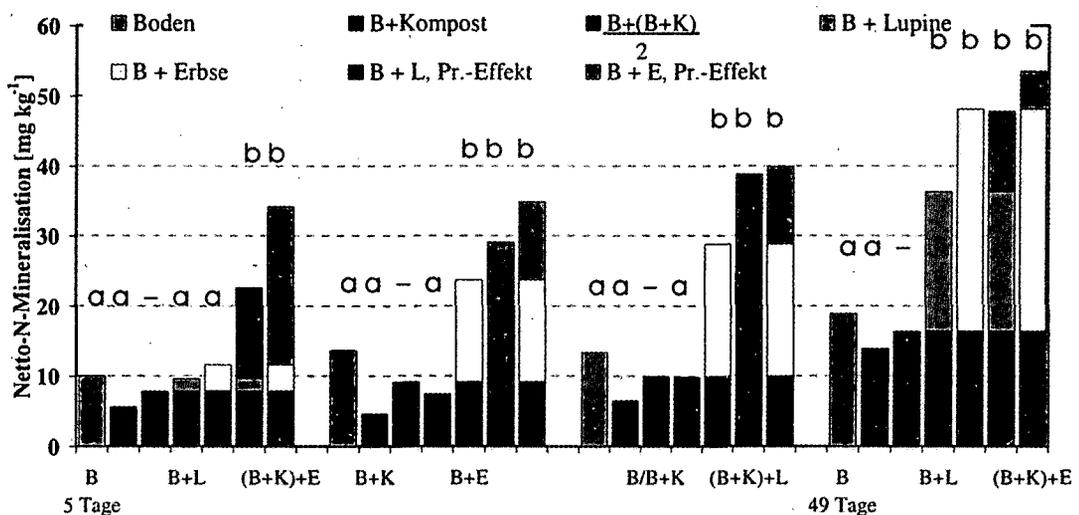
Priming-Effekt für Stickstoff zurückgeführt wurde. Aufgrund dieser Ergebnisse sind Leguminosenschrote in Kombination mit Stallmistkompost geeignet zur N-Versorgung von Tomatenkulturen im ökologischen Gemüsebau.

**Literatur:**

Kuzyakov, Y.; Friedel, K. J. und Stahr, K. (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. Soil Biology and Biochemistry 32, 1485-1498.

**Tab. 1: Varianten und verfügbare N-Menge in kg ha<sup>-1</sup>**

Brutversuch im geschützten Anbau 2001		Inkubationsversuch 2002	
Variante	Verfügbare N (kg N <sub>verr</sub> /ha <sup>2</sup> )	Variante	Verfügbare N (kg N <sub>verr</sub> /ha <sup>2</sup> )
Kompost	93 + 0	ohne Düngung	0 + 0
Kompost + Vinasse-1	93 + 120	Kompost	50 + 0
Kompost + Vinasse-2	93 + 180	Haarmehlpellets	157 + 0
Kompost + Lupine-1	93 + 120	Kompost + Lupine	50 + 157
Kompost + Lupine -2	93 + 180	Kompost + Erbse	50 + 157
Kompost + Kürbis-1	93 + 120	Lupine	157 + 0
Kompost + Rizinus-2	93 + 180	Erbse	157 + 0
Kompost + Pilz-2	93 + 180	X	x
Kompost + Pilz/Raps-2	93 + 180	X	x



Mittelwerte eines Termins mit gleichen-Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant ( $P < 0,05$ )

**Abb. 1: Netto-N-Mineralisation im Brutversuch 2002**

## Beeinflussung der stabilen C-Isotopen- signatur durch praxisübliche Chemikalien zur Untersuchung der Bodenfauna

Christine Sticht<sup>1</sup>, Stefan Schrader<sup>1</sup>  
Anette Giesemann<sup>1</sup>, Hans-Joachim Weigel<sup>1</sup>

### 1. Problemstellung

Im Rahmen eines langfristig angelegten Kohlenstoffprojektes (FACE) wird am Institut für Agrarökologie der FAL Braunschweig der Einfluss einer atmosphärischen CO<sub>2</sub>-Anreicherung u.a. auf ausgewählte Bodentiergruppen (Collembolen und Nematoden) untersucht. Innerhalb des Experimentes wird stabilisotopisch markiertes CO<sub>2</sub> in ein Agrarökosystem eingebracht. Der hierbei zusätzlich zugeführte Kohlenstoff kann mittels stabiler C-Isotopenanalyse anhand der stabilen C-Isotopensignatur ( $\delta^{13}\text{C}$ -Wert) in den Tieren wiedergefunden und nachgewiesen werden. Diese Signatur lässt Rückschlüsse auf den C-Kreislauf und innerhalb des Systems vorliegende Trophiestufen zu.

Im Zuge von Freilandbeprobungen innerhalb des Projektes werden Collembolen und Nematoden durch Extraktion aus dem Boden isoliert. Zur Fixierung, Konservierung und Bleichung der Tiere werden üblicherweise unterschiedliche Chemikalien eingesetzt, die potentielle C-Quellen darstellen, und somit das <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C-Verhältnis in den Tieren modifizieren können. Dieses methodische Problem ist Kern des vorliegenden Beitrages. Beispielhaft wird der Einfluss praxisüblicher Chemikalien auf die C-Isotopensignatur von Collembolen und Nematoden vorgestellt. Die Ergebnisse werden im Kontext methodischer Lösungsansätze diskutiert.

### 2. Material und Methoden

Nematoden wurden aus Freilandproben durch Extraktion (Dekantier- und Siebverfahren (Cobb, 1918) mit anschließender Baumwollfiltermethode (Oostenbrink, 1960)) aus dem Boden isoliert. Die für diese Versuche eingesetzten Collembolen entstammen einer *Folsomia candida* Zucht.

<sup>1</sup>Institut für Agrarökologie, FAL, Bundesallee 50, D-38116 Braunschweig, e-mail: Christine.sticht@fal.de

Die Behandlung der Bodentiere erfolgte mit den folgenden praxisüblichen Agenzien:

- Monoethylenglycol (MEG) → Abtöten
- Milchsäure (45 %) → Bleichen
- Ethanol (96 %) (EtOH) → Konservierung
- Monoethylenglycol (MEG) → Abtöten
- Ethanol (96 %) (EtOH) → Konservierung
- Formalin (4 %) → Konservierung
- TAF\* → Konservierung
- TAF\* + Glycerin → Fixierung  
(\*Triethanolamin, Aqua dest., 37 % Formalin)

Nach entsprechender Behandlung wurden jeweils 0,03-0,05 mg Probentrockengewicht der Tiere in 3,5 x 9 mm Zinnkartuschen eingewogen, und diese 24 h bei 60°C getrocknet. Nach Zugabe einiger mg Vanadiumpentoxid wurde die C-Isotopensignatur der Tiere am Massenspektrometer ("Finnigan Delta plus") bestimmt.

Der Präzisionsgrad des Gerätes liegt bei 0,03-0,05 ‰. Die Analyse von in dest. Wasser gelagerten Tieren lieferte den Absolutwert, der als Referenz für die vorliegenden Ergebnisse herangezogen wurde. Für Ethanol und Formalin wurde zusätzlich untersucht, ob die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der Tiere in Abhängigkeit von der Konservierungsdauer variieren. Als maximale Dauer wurden 22 Tage gewählt, da in der Regel spätestens nach diesem Zeitraum die Analyse der Tiere erfolgt.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der in dest. Wasser gelagerten Zucht-Collembolen wies ein arithmetisches Mittel von -23,3 ‰ auf. Das Abtöten in Monoethylenglycol sowie die praxisübliche Konservierung in 96 % Ethanol bewirkte eine leichte Abreicherung der C-Isotopensignatur um etwa 0,3 ‰. Diese Abweichung war jedoch nicht signifikant und lag im Rahmen der Standardabweichung der Referenzproben (Abb. 1). Die im Zuge der Artbestimmung von Collembolen häufig als Bleichmittel verwendete Milchsäure hingegen beeinflusste die C-Isotopensignatur der Tiere signifikant. So lagen die  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte der gebleichten Tiere im Mittel um 1,6 ‰ positiver als die der Referenz. Aufgrund dieser deutlichen Abweichung erwies sich der Einsatz dieses Bleichmittels im Rahmen der stabilen Isotopenanalyse als ungeeignet.

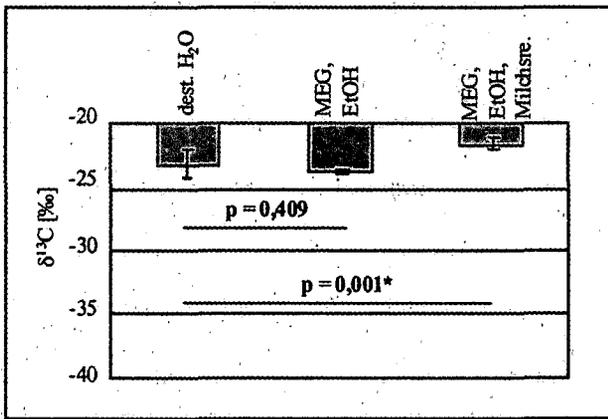


Abb. 1: Stabile C-Isotopensignatur der Collembolen nach Behandlung mit praxisüblichen Agenzien; Abk. s. Kap. 2.

Das arithmetische Mittel der C-Isotopensignatur der Nematoden lag für die Referenzproben bei -26,2 ‰. Wie die Untersuchungen zeigten, beeinflusste der Einsatz von Monoethylenglycol zum Abtöten der Tiere ihre C-Isotopensignatur nicht signifikant (Abb. 2). Die Verwendung dieses Agens bei der Probenaufbereitung ist somit unbedenklich. Anders als bei den Collembolen bewirkte bei den Nematoden 96 % Ethanol ebenso wie 4 % Formalin eine signifikante Beeinflussung der  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte. So resultierte der Einsatz dieser beiden Konservierungsmittel in einer Abreicherung der C-Isotopensignatur um etwa 0,7 ‰. Diese Beeinflussung, ebenso wie die entsprechenden Standardabweichungen (0,13 und 0,37 ‰) waren allerdings gering.

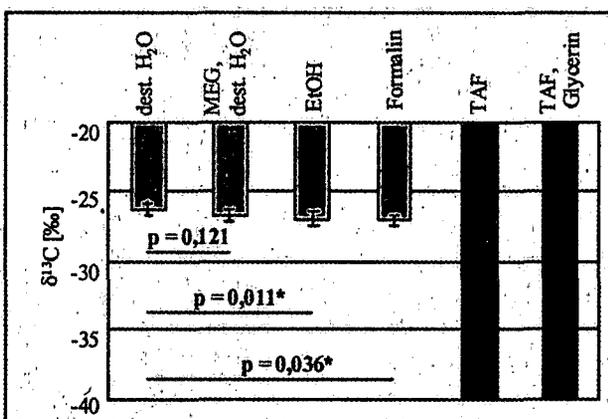


Abb. 2: Stabile C-Isotopensignatur der Nematoden nach Behandlung mit praxisüblichen Agenzien; Abk. s. Kap. 2.

Eine signifikante Abhängigkeit des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes von der Konservierungsdauer konnte weder für Ethanol noch für Formalin nachgewiesen werden (Abb. 3).

TAF als gängigstes Konservierungsmittel für Nematoden sowie TAF mit Glycerin als Fixierungsmittel sind für den Einsatz bei der

stabilen C-Isotopenanalyse ungeeignet, da diese Agenzien soviel Kohlenstoff enthalten, dass eine Messung der Tiere nicht mehr möglich war. Ein zusätzliches Problem stellte die Konsistenz dieser Agenzien dar, die beim Trocknen der Proben im erforderlichen Temperaturrahmen nicht vollständig verdampften.

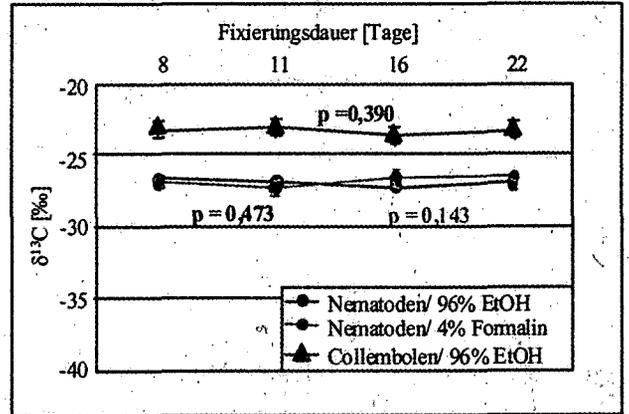


Abb. 3: Abhängigkeit des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes der Bodentiere von der Konservierungsdauer.

#### 4. Schlussfolgerungen

Monoethylenglycol als Tötungsmittel für Bodentiere kann im Rahmen der stabilen Isotopenanalyse generell eingesetzt werden, da eine signifikante Beeinflussung der C-Isotopensignatur der Tiere nicht vorliegt. Auch der Einsatz von 96 % Ethanol sowie 4 % Formalin ist trotz signifikanter Beeinflussung dennoch vertretbar, sofern Differenzen vergleichender Messungen betrachtet werden. Bei Nahrungsnetzanalysen werden  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte herangezogen, um z.B. trophische Stellungen verschiedener Bodentiere in Ökosystemen zu untersuchen. Die für die verschiedenen Tiere ermittelten  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte weichen hierbei in der Regel um  $>1$  ‰ voneinander ab. Ist die Differenz der C-Isotopensignaturen größer als die Beeinflussung durch die Konservierungsmittel, und die Standardabweichung gering, wie im vorliegenden Fall bei Ethanol und Formalin, so sind leichte Veränderungen der Werte akzeptabel, und die Agenzien trotzdem einsetzbar. Allerdings ist in diesem Fall eine Verschlechterung des Präzisionsgrades des Massenspektrometers um 0,5 ‰ in Kauf zu nehmen.

Bei Untersuchungen, in denen Absolutwerte erforderlich sind, sollten Ethanol und Formalin nicht angewandt werden, da die Messergebnisse nicht exakt die Signaturen der Tiere angeben.

**Dank.** Wir danken M. Heuer u. S. Schintzel für technische Unterstützung sowohl auf dem Feld als auch im Labor.

**Reiner Wassmann\* und  
Klaus Butterbach-Bahl**

**Quantifizierung der boden-  
bürtigen Emissionen von CH<sub>4</sub>  
und N<sub>2</sub>O in Verbindung mit  
Simulationsmodellen**

**Problemstellung**

In diesem Beitrag soll exemplarisch die Vorgehensweise zur Weiterentwicklung von Simulationsmodellen erläutert werden, welche dann zur verbesserten Abschätzung der Quellstärken von bodenbürtigen Emissionen genutzt werden. Die Quantifizierung der biogenen Emissionen aus Böden ist in den vergangenen Jahren verstärkt untersucht worden, insb. für die Bestimmung der Quellstärken der Treibhausgase CH<sub>4</sub> und N<sub>2</sub>O. Allerdings verdeutlicht die stetig anwachsende Zahl von Feldmessungen eine enorme Variationsbreite der *in-situ* Flußraten, so daß verlässlichere Abschätzungen der Quellstärken nur über ein verbessertes Systemverständnis der betreffenden Ökosysteme erreicht werden können.

Hierbei können bereits früher entwickelte Simulationsmodelle der Agrar- und Ökosystemforschung sehr hilfreich sein, wenngleich die Beschreibung des biogenen Gasaustauschs eine Weiterentwicklung dieser Modelle durch eine gezielte "Parametrisierung" der involvierten Prozesse erfordert. Dies bedeutet einerseits, daß ggf. neue experimentelle Ansätze entwickelt werden müssen, um die für die Emissionen besonders sensitiven Prozesse besser beschreiben zu können. Andererseits müssen umfangreiche Feldmessungen durchgeführt werden, da die komplexen Wechselwirkungen zwischen Ökosystem, Klima und menschlichem Einfluß nur unter

*in situ* Bedingungen angemessen erfaßt werden können. Diese beiden Hierarchie-Ebenen werden im folgenden für zwei Forschungsthemen erläutert.

**1. Forschungsthema: CH<sub>4</sub>-Emissionen aus Reisfelder**

Für die Abschätzung der CH<sub>4</sub>-Quellstärke des Reisanbaus wurde ein landwirtschaftliches Ertragsmodell (CERES) durch ein Modul zur Simulation der CH<sub>4</sub>-Flüsse erweitert (Matthews und Wassmann, 2002). Dies erforderte zusätzliche Informationen über spezifische Eigenschaften von Boden und Pflanzen, welche einen entscheidenden Einfluß auf die Methanemission ausüben und im ursprüngliche CERES-Modell nur unzureichend erfaßt wurden. In Inkubationsversuchen wurden die CH<sub>4</sub>-Produktionsraten aus dem organischen Material des Bodens sowie bei Zufuhr von frischem Pflanzenmaterial bestimmt (Wassmann et al. 1998). Der Einfluß der Pflanzen auf die Emissionen zeigte sich beim Anbau von unterschiedlichen Reis-Varietäten (Wassmann et al. 2002) und konnte durch (i) Wurzelexudation und (ii) Aerenchymtransport erklärt werden. Beide Prozesse wurden für verschiedene Reis-Varietäten in Abhängigkeit von Pflanzenstadium und Nährstoffversorgung quantifiziert (Aulakh et al. 2002, Lu et al. 1999). Hierbei konnte ein stimulierender Einfluß von Phosphatmangel auf Wurzelexudation und Aerenchymbildung der Reispflanzen nachgewiesen werden.

Der Einfluß des landwirtschaftlichen Managements, insb. der Bewässerungsform, wurde mit automatischen Feldmeßsystemen an 8 Standorten in Asien bestimmt (Wassmann et al. 2000). Mit dieser Datenbasis konnte das Modell dann weiterentwickelt werden, so daß auch der Einfluß von kurzzeitiger Drainierung der Felder ("mid-season drainage") auf die Emissionen zufriedenstellend simuliert werden konnte. Das validierte Modell wurde dann mit einer GIS-Datenbank gekoppelt, um die Quellstärken für die wichtigsten Reisanbauländer in

---

Institut für Meteorologie und Klimaforschung  
(IMK/IFU), Forschungszentrum Karlsruhe,  
Garmisch-Partenkirchen

\*E-mail: reiner.wassmann@imk.fzk.de

unterschiedlichen Management-Szenarien abzuschätzen (Matthews et al. 2000).

## 2. Forschungsthema: N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Wäldern

Zur verbesserten Abschätzung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Wäldern wurde das DNDC-Modell (DeNitrification DeComposition) erweitert, welches ursprünglich für die Simulation von Emissionen aus landwirtschaftlichen Systemen entwickelt wurde (Li et al. 2000, Stange et al. 2000). Auf der Prozeßebene wurden neue Versuchsmethoden mit intakten Bodensäulen zur Differenzierung der mikrobiellen N-Umsätze im Boden entwickelt, z.B. ein Laborsystem zur simultanen Erfassung von N<sub>2</sub>- und N<sub>2</sub>O-Emissionen (Butterbach-Bahl et al. 2002b). Die Bodensäulen werden unter einer He+O<sub>2</sub>-Atmosphäre inkubiert, so daß selbst geringe N<sub>2</sub>-Flüsse nachweisbar sind.

Für die Bestimmung des Klima-Einflusses wurde auf mehrjährige Freilandmessungen zurückgegriffen. Hohe Bodenfeuchte nach der Schneeschmelze führt zu ausgeprägten N<sub>2</sub>O-Emissions-peaks, wobei jedoch eine hohe inter-annuelle Variation beobachtet wird (Butterbach-Bahl et al. 2002a). Mit dem validierten Modell und den entsprechenden Wald- bzw. Bodenkarten konnte inzwischen relativ hoch-auflösende 'Emissions-Kataster' auf der Skala von Bundesländern (Bayern, Sachsen) erstellt werden (Butterbach-Bahl et al. 2001).

### Schlussfolgerung

Insgesamt läßt sich festhalten, dass der Einsatz von Simulationsmodellen zu einer wesentlich verbesserten Quantifizierung der räumlichen und zeitlichen Variation der Emissionsraten führen kann. Allerdings sollte man sich der Limitierungen der aktuell verfügbaren Modellversionen auf bestimmte Ökosysteme bzw. Prozesse bewußt sein und die Modelle – je nach der spezifischen Fragestellung der Untersuchung – ggf. durch eigene empirische Befunde ergänzen.

### Literatur

- Aulakh MS, Wassmann R, Rennenberg H (2002) Methane transport capacity of twenty-two rice cultivars from five major rice growing countries. *Agric., Ecos., Environm.* 91: 59-71
- Butterbach-Bahl K, Stange F, Papen H, Li CS (2001) Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of southeast Germany using the biogeochemical model PnET-N-DNDC. *J. Geophys. Res.* 106: 34155-34165
- Butterbach-Bahl K, Gasche R, Willibald G, Papen H (2002a) Exchange of N-gases at the Hoglwald Forest - A summary. *Plant and Soil* 240: 117-123
- Butterbach-Bahl K, Willibald G, Papen H (2002b) Soil core method for direct simultaneous determination of N<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from forest soils. *Plant and Soil* 240: 105-116
- Li C, Aber J, Stange F, Butterbach-Bahl K, Papen H (2000) A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 1, Model development. *J. Geophys. Res.* 105: 4369-4384.
- Lu Y, Wassmann R, Neue HU, Huang C (1999) Impact of Phosphorus Supply on Root Exudation, Aerenchyma Formation and Methane Emission of Rice Plants. *Biogeochem.* 47: 203-218
- Matthews RB, Wassmann R (2003) Modelling interactions between climate change and rice: a review. *Europ. J. Agronomy* 19: 573-598
- Matthews RB, Wassmann R, Knox J, Buendia LV (2000) Using a crop/soil simulation model and GIS techniques to assess methane emissions from rice fields in Asia. IV. Upscaling of crop management scenarios to national levels. *Nutr. Cycl. Agr.* 58: 201-217
- Stange F, Butterbach-Bahl K, Papen H, Zechmeister-Boltenstern S, Li C, Aber J (2000) A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emission from forest soils 2, Sensitivity analysis and validation. *J. Geophys. Res.* 105: 4385-4398.
- Wassmann R., Neue H.U., Bueno C., Lantin R.S., Alberto, M.C.R., Buendia L.V., K. Bronson, Papen H., Rennenberg H. (1998) Methane production capacities of different rice soils derived from inherent and exogenous substrates. *Plant and Soil* 203: 227-237
- Wassmann R, Neue HU, Lantin RS (2000) Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. 1. Comparison among field sites in five countries. *Nutr. Cycl. Agroecos.* 58: 1-12
- Wassmann R, Aulakh MS, Lantin RS, Aduna JB, Rennenberg H (2002) Methane emission patterns from rice fields planted to several rice cultivars for nine seasons. *Nutr. Cycl. Agroecos.* 64: 111-124

## Probleme bei der Bestimmung des $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes der mikrobiellen Biomasse in $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Extrakten

Brigitte Wilke <sup>a)</sup>, Rainer Georg Jörgensen <sup>a)</sup>

### Einleitung

Eine direkte Messung des Kohlenstoffisotopenverhältnisses der mikrobiellen Biomasse ist nicht möglich, da diese nicht wie z.B. Pflanzen- oder Bodenproben dem Massenspektrometer direkt zugeführt werden kann (POTTHOFF et al. 2003). Es besteht jedoch die Möglichkeit, das Isotopenverhältnis des zuvor durch Fumigation mit  $\text{CHCl}_3$  freigesetzten mikrobiellen Kohlenstoffs zu ermitteln (POTTHOFF et al. 2003; BRUULSEMA & DUXBURY 1996). Die Bodenprobe wird mit  $\text{CHCl}_3$  begast, was zu einer Zerstörung der Zellmembran von lebenden Organismen führt. Die Extraktion erfolgt mit 0,5 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$ . Die Extrakte werden gefriergetrocknet, um anschließend im Massenspektrometer das Isotopenverhältnis zu bestimmen. Bedingt durch die hohe Salzkonzentration (0,5 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$ ) sowie ein großes Probenvolumen (>80 mg) bei Proben mit geringen C-Gehalten kam es zur unvollständigen Verbrennung der getrockneten Extrakte im Elementaranalysator. Dies führte zu einer fehlerhaften Messung im Massenspektrometer (POTTHOFF et al. 2003; GREGORICH et al. 2000). Ziel der Untersuchung war es, die Verbrennung im Elementaranalysator und damit die massenspektrometrische Bestimmung der getrockneten  $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Extrakte zu optimieren.

### Material und Methoden

Als Boden wurde eine Lössparabraunerde ( $\delta^{13}\text{C}$ -Wert -26,5‰, C = 1,2%) verwendet. Eingearbeitet wurden 3 mg  $\text{C}_4\text{-C g}^{-1}$  Boden. Als  $\text{C}_4$ -Quelle wurde Rohrzucker verwendet ( $\delta^{13}\text{C}$ -Wert -10,5‰). Die Bestimmung der mikrobiellen Biomasse erfolgte mit der CFE-Methode (VANCE et al. 1987). Eine Probe von 30 g wurde in zwei Unterproben (15 g) geteilt, wobei eine der beiden Probe 24 h mit  $\text{CHCl}_3$  begast wurde. Die Extraktion erfolgte im Verhältnis 1:4 mit

0,05 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$  anstelle einer 0.5 M  $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Lösung (MUELLER & JOERGENSEN 1992). Danach wurden die Proben bei 800 g 45 min zentrifugiert und der Überstand abgenommen. Die Bestimmung des organisch gebundenen Kohlenstoffs in den Extrakten erfolgte am DIMATOC 100 durch eine thermisch-katalytische Oxidation bei 850°C (DIMATEC, Essen). Von den Extrakten der fumigierten und nicht fumigierten Proben wurden jeweils 17 ml gefriergetrocknet. Die Analyse des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes erfolgte im Massenspektrometer (FINNIGAN MAT 251) mit vorgeschaltetem Elementaranalysator (CARLO ERBA 1500). Die Bestimmung des  $\delta^{13}\text{C}$ -Wertes erfolgte an der organischen Substanz der Bodenprobe, an den nicht fumigierten sowie den fumigierten Extrakten (jeweils von unbehandeltem Boden und Boden mit Rohrzuckerzugabe).

Der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert der Proben wurde wie folgt berechnet:

$$\delta^{13}\text{C} = \frac{(R_{\text{sample}} - R_{\text{standard}})}{R_{\text{standard}}} \times 1000$$

$R_{\text{sample}}$   $^{13/12}\text{C}$ -Verhältnis der Probe  
 $R_{\text{standard}}$   $^{13/12}\text{C}$ -Verhältnis des Pee-Dee-Belemniten = 0,0112372

Der  $\delta^{13}\text{C}$ -Wert wurde aus der Differenz zwischen den Isotopenverhältnissen bezogen auf den Kohlenstoffgehalt der fumigierten und nicht fumigierten Proben ermittelt (RYAN et al. 1995):

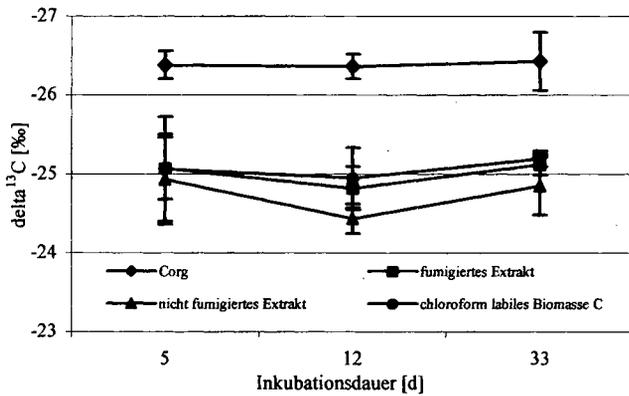
$$\delta^{13}\text{C}_{\text{mik}} = \frac{C_{\text{fum}} \times \delta^{13}\text{C}_{\text{fum}} - C_{\text{nfum}} \times \delta^{13}\text{C}_{\text{nfum}}}{C_{\text{fum}} - C_{\text{nfum}}}$$

$C_{\text{fum}}$  C im Extrakt der fumigierten Probe  
 $\delta^{13}\text{C}_{\text{fum}}$   $\delta^{13}\text{C}$  im Extrakt der fumigierten Probe  
 $C_{\text{nfum}}$  C im Extrakt der nicht fumigierten Probe  
 $\delta^{13}\text{C}_{\text{nfum}}$   $\delta^{13}\text{C}$  im Extrakt der nicht fumigierten Probe

### Ergebnisse und Diskussion

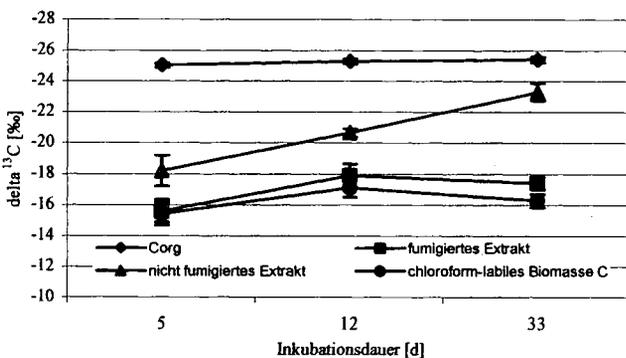
Die Ergebnisse des unbehandelten Bodens (Abb. 1) zeigen Standardabweichungen zwischen 0,16 und 0,6. POTTHOFF et al. (2003) kamen bei einem Methodenvergleich zu ähnlichen Standardabweichungen. Demgegenüber lagen die Standardabweichungen bei Rohrzuckerzugabe (Abb. 2) bei allen 4 Fraktionen unter denen des Bodens ohne Zugabe.

a) Fachgebiet Bodenbiologie und Pflanzenernährung  
 Universität Kassel  
 Nordbahnhofstr. 1a, 37213 Witzenhausen  
 E-mail: wilke@wiz.uni-kassel.de



**Abb. 1:**  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Kontrollbodens in bezug auf C extrahiert aus fumigierten und nicht fumigierten Proben sowie chloroform-labilen Kohlenstoff aus der mikrobiellen Biomasse (n = 6, Balken = Standardabweichung)

Der  $\text{CHCl}_3$ -labile Kohlenstoff aus der mikrobiellen Biomasse in den Proben des Kontrollbodens, d.h. ohne Rohrzuckerzugabe war gegenüber dem Ausgangssubstrat ( $C_{org}$ ) um 1,5‰ angereichert (Abb. 1). Zu gleichen Ergebnissen kamen auch BOUTTON (1996) und RYAN et al. (1995). Die Rohrzuckerzugabe dagegen führte zu einer Anreicherung von 9‰ am 33. Tag gegenüber  $C_{org}$  (Abb. 2). Bei POTTHOFF et al. (2003) ergab sich in einem Inkubationsversuch mit Maisstreu zugabe eine Anreicherung von ca. 10,5‰ am 28. Tag.



**Abb. 2:**  $\delta^{13}\text{C}$ -Werte des Bodens mit Rohrzuckerzugabe in bezug auf  $C_{org}$ , C extrahiert aus fumigierten und nicht fumigierten Proben sowie chloroform-labilen Kohlenstoff aus der mikrobiellen Biomasse (n = 6, Balken = Standardabweichung)

Durch die Verringerung des Salzgehaltes im  $\text{K}_2\text{SO}_4$ -Extrakt von 0,5 M auf 0,05 M und durch eine höhere Sauerstoffzufuhr bei der Verbrennung im Elemen-

taranalysator konnte eine störungsfreie Messung im Massenspektrometer erreicht werden. Eine verbesserte Messung der Proben mit geringen C-Gehalten war allerdings nicht möglich. Reproduzierbare Ergebnisse konnten bei Proben mit mehr als 50  $\mu\text{g C}$  und einer Probenmenge nicht über 80 mg pro Probe erzielt werden.

## Danksagung

Das Projekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft finanziert. Unser Dank gilt auch GABRIELE DORMANN, TORSTEN MÜLLER, KATJA ROOSE, BETTINA JOHN, MARTIN POTTHOFF sowie dem Kompetenzzentrum für Stabile Isotope (KOSI) der Georg August Universität Göttingen.

## Literatur

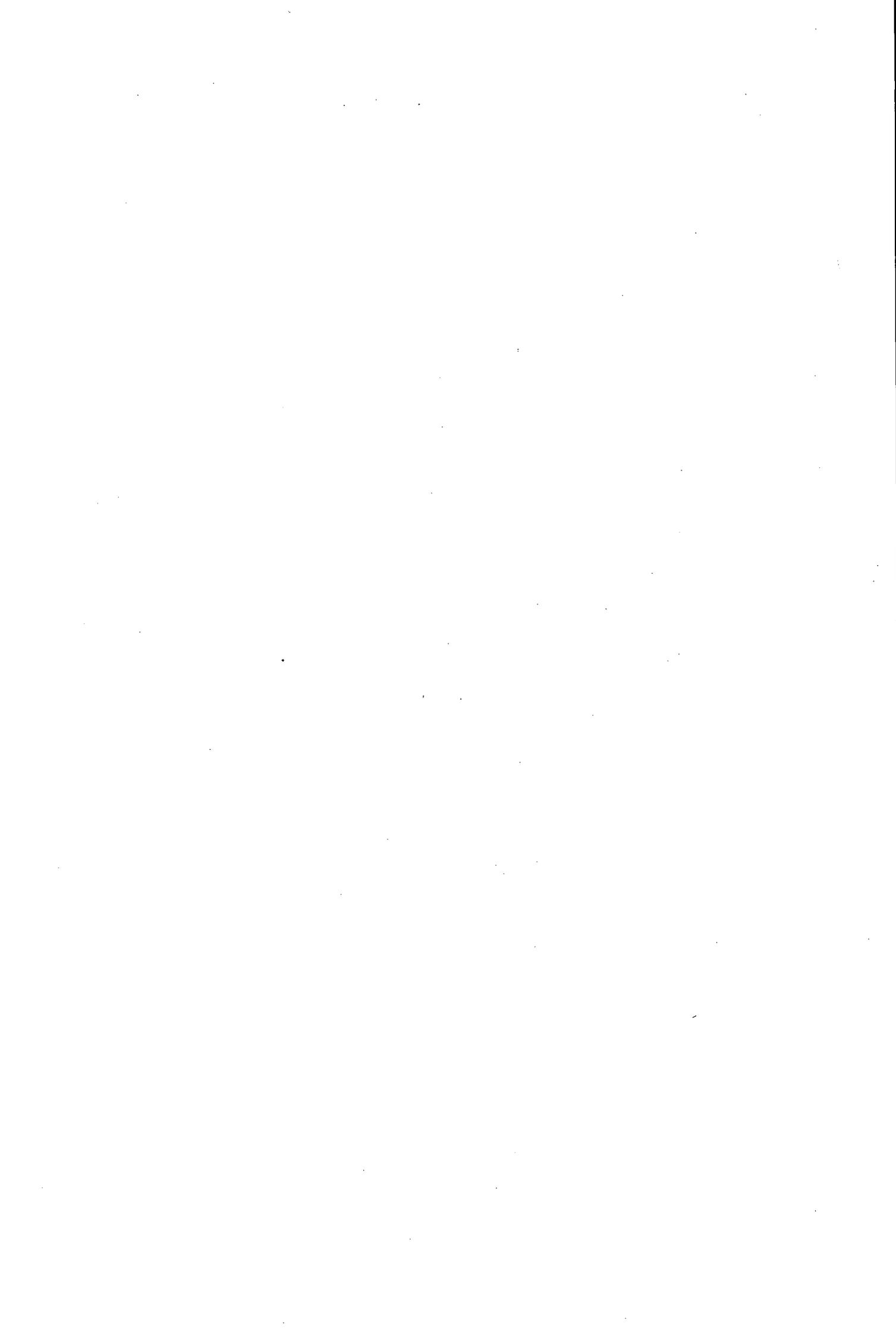
- BRUULSEMA, T.W., DUXBURY, J.M., 1996. Simultaneous measurement of soil microbial nitrogen, carbon, and carbon isotope ratio. *Soil Science Society of America Journal* 60, 1787-1791.
- BOUTTON, T.W., 1996. Stable carbon isotope ratios of soil organic matter and their use as indicator of vegetation and climate change. In: Boutton, T.W., Yamasaki, S. (Eds.), *Mass Spectrometry of Soils*. Dekker, New York.
- GREGORICH, E.G., LIANG, B.C., DRURY, C.F., MACKENZIE, A.F., MCGILL, W.B., 2000. Elucidation of the source of water soluble and microbial biomass carbon in agricultural soils. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 581-587.
- MUELLER, T., JOERGENSEN, R.G., MEYER, B., 1992. Estimation of soil microbial biomass C in the presence of living roots by fumigation-extraction. *Soil Biology and Biochemistry* 24, 179-181.
- POTTHOFF, M., LOFTFIELD, N., WICK, B., JOHN, B., BUEGGER, F., JOERGENSEN, R.G., FLESSA, H., 2003. The determination of  $\delta^{13}\text{C}$  in soil microbial biomass using fumigation-extraction. *Soil Biology and Biochemistry* 35, 947-954.
- RYAN, M.C., ARAVENA, R., GILLHAM, R.W., 1995. The use of  $^{13}\text{C}$  natural abundance to investigate the turnover of the microbial biomass and active fractions of soil organic matter under tillage treatments. In: Lal, R., Kimble, J., Levine, E., Stewart, B.A. (Eds.), *Soil and Global Change*. CRC Press, Boca Raton, pp. 351-360.
- VANCE, E.D., BROOKS, P.C., JENKINSON, D.S., 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry* 19, 703-707.

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

**Tagung der AG „Bodeninformationssysteme“  
und AG „Bodenschätzung“  
23. bis 24. März 2004 in Gotha**

Band 103

2004



# Zur Ableitung von Bodenparametern aus den Unterlagen der Bodenschätzung als Grundlage zur Bodenkennzeichnung in Sachsen-Anhalt

M. Altermann<sup>1</sup>, U. Gutteck<sup>2</sup>, K.-J. Hartmann<sup>3</sup>,  
O. Rosche<sup>1</sup>, M. Steininger<sup>1</sup>

## 1. Problemstellung

Durch die Bodenschutzgesetzgebung, die neuen Rahmenbedingungen im Zuge der Landwirtschaftsförderung (Stichwort Cross Compliance) und die Anforderungen der Wasserwirtschaft (EU-WRRL) wird verstärkt die Bereitstellung großmaßstäbiger Bodeninformationen gefordert. Für die genannten Aufgaben sind großmaßstäbige Bodenkarten (mindestens im Maßstab 1:10.000) nötig, welche die Bodeneigenschaften (Substrataufbau, Bodentyp) wiedergeben und die Ableitung der Eingangsparameter für die anzuwendenden Modelle zur Bodenbewertung ermöglichen. Diese Bodenkarten liegen flächendeckend gegenwärtig nicht vor.

Um dennoch großmaßstäbige Bodeninformationen bereitstellen zu können, ist der Rückgriff auf Unterlagen der Bodenschätzung, die als einzige Datenbasis für Deutschland flächendeckend nach einer einheitlichen Methodik und Nomenklatur vorliegen, zwingend notwendig. Die individuelle Auswertung und Übersetzung der Grablochbeschriebe zur Ableitung von Bodendaten ist sehr zeit- und kostenaufwendig und in absehbarer Zeit kaum realisierbar. Durch die Bemühungen vieler Bundesländer, die Unterlagen (Grablochbeschriebe, Karten) der Bodenschätzung zu digitalisieren, besteht jedoch die Möglichkeit einer rechnergestützten Übertragung der Informationen in die aktuelle bodenkundliche Nomenklatur und die Zuweisung der Daten an die auskartierten Einheiten (Klassenflächen).

Mit den Übersetzungsschlüsseln aus NIBIS und BOSSA stehen computergestützte Instrumente zur Übertragung zur Verfügung, deren allgemeine Verwendbarkeit außerhalb der ursprünglichen Entwicklungsgebiete getestet werden muß. Diese Zielstellung verfolgte ein vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) initiiertes F- und E- Vorhaben, welches durch das Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (LAGB) fachlich begleitet wurde.

## 2. Methodik

Für die Verfahrenserprobung wurden Testgebiete in repräsentativen Bodenregionen/-großlandschaften Sachsen-Anhalts (Altmark, Elbaue, Querfurter Platte, Harz) ausgewählt. Die Größe der einzelnen Testgebiete betrug ca. 1000 ha. Die Übersetzung der Angaben der Grablochbeschriebe der Bodenschätzung in die Nomenklatur der KA4 wurde sowohl für jedes Grabloch einzeln individuell unter Zugrundelegung vorher aus Kartiererfahrungen definierten Übersetzungsschlüsseln als auch mit Hilfe des NIBIS-Übersetzungsschlüssels durchgeführt. Abgeleitet wurden Bodenformen (Bodentyp+Substrattyp) gemäß Nomenklatur der KA4. Bei der NIBIS-Übersetzung wurde der Substrattyp aus der rechnergestützt ausgewiesenen vertikalen Abfolge der Feinbodenart und Grobbodenart zusätzlich abgeleitet. Die Ergebnisse beider Umdeutungen wurden für die Testgebiete unter Nutzung von Bodenkartierungen, die nicht auf den Bodenschätzungsdaten fußen, verifiziert.

## 3. Ergebnisse

Die Ergebnisse des Vergleichs von rechnergestützter und individueller Übersetzung der insgesamt 724 Grablochbeschriebe lassen sich für die Testgebiete wie folgt zusammenfassen:

### Lößstandorte

Testgebiet Querfurter Platte, Barnstädt		
Vergleich	Ergebnis	%
Völlige Übereinstimmung	127	94,8
Keine Übereinstimmung der Substratgenese	3	2,2
Bodenarten falsch	1	0,7
Tiefe des Schichtwechsels z.T. falsch	1	0,7
Karbonatgehalt z.T. falsch	1	0,7
Skelettgehalt z.T. falsch	1	0,7
Gesamt	134	100,0

### Sand- und Moränenstandorte (Tiefland)

Testgebiet Altmark, Beetendorf		
Vergleich	Ergebnis	%
Völlige Übereinstimmung	134	81,2
Nur in der ersten Schicht übereinstimmend	17	10,3
Bodenarten falsch	8	4,8
Keine Übereinstimmung der Substratgenese	2	1,2
Skelettgehalt z.T. falsch	2	1,2
Tiefe des Schichtwechsels z.T. falsch	1	0,6
Karbonatgehalt z.T. falsch	1	0,6
Gesamt	165	100,0

<sup>1</sup> Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz, Hauptstr. 19, 06132 Halle  
m.altermann@bodensachverstaendige.de

<sup>2</sup> Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Reideburger Str. 47, 06116 Halle, Gutteck@lau.mtu.lsa-net.de

<sup>3</sup> Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt, Köthener Str. 34, 06118 Halle  
joerg.hartmann@lagb.mw.lsa-net.de

**Mittelgebirgsstandorte (Harz)**

Testgebiet Harz, Güntersberge		
Vergleich	Ergebnis	%
Skelettgehalt z.T. falsch	80	58,0
Bodenarten falsch	29	21,0
Völlige Übereinstimmung	28	20,3
Nur in der ersten Schicht übereinstimmend	1	0,7
Gesamt	138	100,0

**Standorte des Lößhügellandes/Trias**

Testgebiet Querfurter Platte, Schmon		
Vergleich	Ergebnis	%
Völlige Übereinstimmung	181	63,1
Anstehendes falsch wiedergegeben	24	8,4
Bodenarten falsch	23	8,0
Nur in der ersten Schicht übereinstimmend	20	7,0
Keine Übereinstimmung der Substratgenese	15	5,2
Skelettgehalt z.T. falsch	11	3,8
Tiefe des Schichtwechsels z.T. falsch	7	2,4
Karbonatgehalt z.T. falsch	6	2,1
Gesamt	287	100,0

Aus den dargestellten Ergebnissen geht hervor, dass der Grad der Übereinstimmung zwischen rechnergestützter und individueller Übersetzung von Grablochbeschrieben der Bodenschätzung für die verschiedenen Bodenlandschaften Sachsen-Anhalts unterschiedlich hoch ist. Dabei ist die rechnergestützte Parameterumdeutung für Lößstandorte problemlos möglich, auch für die Sand-/ Moränenstandorte werden bei der Umdeutung zufriedenstellende Ergebnisse erreicht. Für die in Sachsen-Anhalt flächenmäßig in geringerem Umfang vorhandenen Mittelgebirgsstandorte (und z.T. auch für die Triaslandschaften) ist die Nutzung des niedersächsischen Umdeutungsschlüssels nicht zufriedenstellend. Die fehlende Übereinstimmung hat folgende Ursachen:

- fehlerhafte Ableitung/Umdeutung der Skelettgehalte sowie falsche Differenzierung zwischen Bodenskelett und anstehendem Gestein bei der rechnergestützten Umdeutung;
- verwittertes anstehendes Gestein und Festgestein sind bei der Bodenschätzung nicht differenziert;
- Ausweisung der Substrattypen Löß, Sandlöß, Lößsand erfolgt bei der Rechnerumdeutung nicht;
- z.T. abweichende Zuordnung von Bodenartengruppen.

**4. Schlussfolgerungen und Ausblick**

Der für Niedersachsen entwickelte Umdeutungsschlüssel für Parameter der Bodenschätzung in die

aktuelle bodenkundliche Nomenklatur (Substrattyp, Bodentyp) ist auch für die Bodenlandschaften Sachsen-Anhalt anwendbar. Im einzelnen, insbesondere für die bei der Bodenschätzung ausgewiesenen V-Standorte, sind Anpassungen des Übersetzungsschlüssels an die Standortverhältnisse Sachsen-Anhalts und/oder individuelle Nachbearbeitungsschritte erforderlich.

Die Bodenschätzungsergebnisse spiegeln jedoch die Bodenverhältnisse von vor etwa 50 Jahren wider. Bodenveränderungen (Erosion, anthropogene Überprägung etc.) der letzten Jahrzehnte sind nicht oder kaum erfasst (Nachschätzungen fanden in Sachsen-Anhalt bis 1990 kaum statt). Deshalb geben die Unterlagen der Bodenschätzung die realen Bodenverhältnisse hier nur zu etwa 50...70 % wieder. Aus diesem Grunde müssen die aus den Unterlagen der Bodenschätzung abgeleiteten Informationen bezüglich Bodenformen bzw. Bodenformengesellschaften durch gezielte Geländeüberprüfungen abgesichert bzw. korrigiert werden. Solange keine flächendeckende großmaßstäbige Standorts-Neukartierung möglich ist, sind andererseits die Parameter der Bodenschätzung zur Bodenkennzeichnung (Kartenerstellung) und Bodenbewertung im Rahmen des Bodenschutzes umfassend zu nutzen. Für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ist die Erstellung einer bodenkundlichen Informationsebene im Maßstabsbereich 1:10.000...1:25.000 mit Hilfe einer rechnergestützten Auswertung der Bodenschätzung möglich. Hierbei ist eine Verifizierung mit aktuellen, ggf. neu zu ermittelnden Bodendaten sowie ergänzenden Informationen (z.B. Nutzung des digitalen Höhenmodells), wünschenswert. Für Bodenkarten i.M. 1:50.000 wird durch die rechnergestützte Auswertung der Bodenschätzung das Kartierverfahren rationalisiert und die Aussage zu den Bodenverhältnissen verbessert.

Mit dem Abschluss der vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt seit 1997 durchgeführten Digitalisierung handschriftlicher Original-Schätzungsergebnisse endete im Dezember 2003 die erste Etappe der Nutzbarmachung der Bodenschätzung für den Bodenschutz. Es schließt sich eine zweite Etappe an, in der auf Grundlage der digitalisierten Bodenschätzungsdaten die Ableitung großmaßstäbiger Boden(funktions)karten für landwirtschaftlich genutzte Flächen erfolgen soll.

Im Jahre 2004 wird eine Umsetzung der Grablochbeschriebe aus der Datenbank des LAU in das Format des Neuen Feldschätzungsbuches der Finanzverwaltung (FESCH) durchgeführt. Die Umsetzung erfolgt mit einem Datenaufbereitungsprogramm, das die Eingangsdaten für das niedersächsische bodenkundliche Regelwerk (NIBIS) bereitstellt, mit dem dann die sachsen-anhaltinischen Bodenschätzungsergebnisse in den aktuellen bodenkundlichen Sprachgebrauch überführt werden. Der Rücklauf der Ergebnisse aus Niedersachsen wird vom LAGB in mehreren Stufen nachbearbeitet, so dass Ende 2005 eine 'nach allgemeiner Kartiererfahrung nachbearbeitete' bodenkundliche Informationsebene des Landes Sachsen-Anhalt im Maßstab 10.000 und kleiner vorliegen soll.

# Bodenschätzung und geostatistische Regionalisierung von Bodeneigenschaften

Lorenz Dobler

## Einleitung

Räumliche Informationsgrundlagen liegen häufig als diskrete Punktmessungen vor und müssen mit geeigneten mathematischen oder statistischen Regionalisierungs- bzw. Interpolationsalgorithmen in kontinuierliche flächenhafte Informationen transponiert werden. In Bereichen, in denen Entscheidungen auf Grundlage räumlicher Informationen getroffen oder Szenarien modelliert werden, müssen Angaben zur Variabilität, d.h. zur Unsicherheit, räumlicher Schätzwerte gemacht werden. In diesem Zusammenhang sind bodenkundliche Parameter wegen der Komplexität der beteiligten Prozesse und Einflussfaktoren sowie der Heterogenität des Mediums eine besondere Herausforderung. Im Allgemeinen ist außerhalb ± „homogener“ Raumeinheiten eine räumliche Schätzung von Bodenparametern mit einfachen Interpolationsmethoden, d.h. ohne Berücksichtigung von Zusatzinformationen, methodisch fragwürdig und zumindest mit großen Unsicherheiten verbunden.

## Prinzip der Interpolation und Geostatistik

Die räumliche Interpolation i.e.S. basiert auf dem Konzept des **(kontinuierlichen) Feldes**. Der Begriff stammt aus der Physik und beschreibt eine messbare physikalische Größe, deren Wert in Abhängigkeit von der Position im Raum und/oder der Zeit kontinuierlich bzw. stetig variiert. Das Ziel der räumlichen Analyse kontinuierlicher Felder ist es, durch Verknüpfung von Daten- und Prozessmodellen bestimmte Merkmale eines realen Phänomens – zum Beispiel das räumliche Verbreitungsmuster eines Bodenparameters oder Schadstoffes - abzuschätzen.

Institut für Geoinformatik

Westfälische-Wilhelms-Universität Münster

Robert-Koch-Str. 26-28

48149 Münster

doblerL@uni-muenster.de

Das wichtigste Kriterium zur Unterscheidung von Interpolationsalgorithmen ist das zugrunde liegende Prozessmodell (deterministisch – probabilistisch-geostatistisch).

Die Geostatistik basiert auf der **Theorie der regionalisierten (=ortsabhängigen) Variablen** und dem **Konzept der Zufallsfunktion** (Matheron 1971). Vereinfacht ausgedrückt bedeutet dies, dass ein gemessener oder geschätzter Werte im Raum nicht als exakter Wert, sondern als eine von vielen möglichen Realisationen einer am jeweiligen Ort  $u$  definierten Zufallsvariablen  $Z(u)$  mit einer bestimmten Wahrscheinlichkeits-Verteilung angesehen wird. Im Gegensatz zur klassischen Statistik wird hier davon ausgegangen, dass alle Zufallsvariablen miteinander räumlich korreliert sind und die „wahrscheinlichsten“ (Schätz)Werte an unbeprobten Orten anhand einer aus den vorhandenen Daten abgeleiteten Modell der räumlichen Zufallsfunktion (Variogramm) geschätzt werden können. Alle Krigingvarianten basieren auf folgender Gleichung zur Ermittlung eines Schätzwertes:

$$\hat{Z}(u_0) = m(u_0) + \sum_{i=1}^{n(r_i)} \lambda_i(u) * [Z(u_i) - m(u_i)]$$

$\hat{Z}(u_0)$  : Zufallsfunktion am Ort  $u_0$  (=Schätzpunkt)  
 $Z(u_i)$  : Zufallsfunktion am Ort  $u_i$  (= bekannte Messpunkt)  
 $\lambda_i(u)$  : Gewicht für bekannte Werte  
 $m(u_0), m(u_i)$  : Mittelwert von  $\hat{Z}(u_0)$  und  $Z(u_i)$   
 $n(r_i)$  : Such-Nachbarschaft  $r$  um Schätzpunkt  $i$   
 $[Z(u_i) - m] = R(u_i)$  : Residuum am Ort  $u_i$

Die drei grundlegenden Krigingvarianten unterscheiden sich in der Art wie der Mittelwert  $m$  der Zufallsfunktion definiert wird:

### Simple Kriging (SK):

$m =$  „global“ (= im gesamten Untersuchungsgebiet) konstant und bekannt

### Ordinary Kriging (OK):

$m =$  lokal konstant und unbekannt (=> Berechnung aus Messwerten in der Such-Nachbarschaft)

### Universal Kriging (UK):

$m =$  lokal variabel und unbekannt (=> Berechnung als Funktion externer Variablen, z. B. xy-Koordinaten)

Bei einfachen (linearen) geostatistischen Interpolationsverfahren müssen zwei wichtige Bedingungen erfüllt sein: (1) Für die Ableitung eines aussagekräftigen Variogramms müssen die vorliegenden Stichprobendaten der primären Zielvariable **Normalverteilung** aufweisen und (2) der zu modellierende räumliche Prozess muss gewisse Annahmen hinsichtlich der **Stationarität** (lokal konstanter Mittelwert/Varianz) erfüllen. Letzteres bedeutet, dass keine Trends oder Sprünge („Effekte“) in der zu modellierenden Wertebereich auftreten dürfen. Sollen statt optimaler lokaler Schätzwerte lokale Verteilungen geschätzt werden, müssen nicht-lineare Verfahren verwendet werden (*Log-Normal Kriging, Indicator Kriging*).

### **Hochauflösende geostatistische Modellierung mit Hilfe der Bodenschätzung**

Beim traditionellen Ansatz zur Regionalisierung bzw. zur „Vorhersage“ von Bodeneigenschaften an nicht beprobten Orten handelt es sich um ein Klassifizierungsmodell auf der Grundlage genetischer Bodenkarten; das Ergebnis sind Flächenkartogramme bzw. Choroplethenkarten. Die räumliche Struktur der Schätzgröße ergibt sich hierbei nicht aus den vorhandenen Daten, sondern durch externe Informationen in Form von Expertenwissen. In Deutschland liefert die **Bodenschätzung** diesbezüglich die höchste räumliche Auflösung. Die Nachteile des bodenkundlich-genetischen Ansatzes sind:

- räumliche Variabilität nur an Rändern von Raum-/Legendeneinheiten
- keine Nachbarschaftsbeziehungen zwischen angrenzenden Polygonen
- Schätzungen nur für Punkte oder ganze Raum-/Legendeneinheiten

Das *Simple Kriging with local Means (SKIM)* ist eine Variante des vorher genannten *Simple Kriging (SK)*, wobei statt des bekannten „globalen“ Mittelwertes des gesamten Untersuchungsgebietes lokale Mittelwert verwendet werden. Es handelt sich dabei um ein relativ einfaches geostatistisches Hybridverfahren, das den geostatistischen und den klassischen Ansatz zur Regionalisierung verbindet. Hiermit können einerseits Verletzungen bezüglich der Stationarität - zumindest teilweise - ausgeglichen und gleichzeitig höhere Auflösungen als in der

zugrunde liegenden Bodenkarte erreicht werden. Das Prinzip besteht darin, lokale Mittelwerte für einzelne Raumeinheiten zu berechnen und diese von den Punktdaten zu subtrahieren. Die geostatistische Analyse wird im folgenden mit den Residuen durchgeführt. Die endgültigen Schätzwerte ergeben sich dann aus der Summe der geschätzten Residuen und des jeweiligen lokalen Mittelwertes. Voraussetzung dafür ist, dass die lokalen Mittelwerte an allen Punkten des geplanten Schätzgitters vorliegen. Die gleiche Vorgehensweise ist auch mit metrischen bzw. kontinuierlichen Zusatzinformationen in Kombination mit einer Regressionsbeziehung möglich (*Detrended Kriging*).

Aufgrund der relativ einfachen Anwendung und der steigenden Verfügbarkeit von Bodenschätzungskarten erscheint dieses Verfahren als besonders gut geeignet, um im großen Maßstabbereich Bodenparameter in hoher Auflösung und mit geringer räumlicher Unsicherheit zu regionalisieren. Dies ist insbesondere im Vollzug des Bodenschutzgesetzes notwendig. Flächenscharfe Schätzwerte und Aussagen zur Schätzunsicherheit tragen in diesem Zusammenhang dazu bei, das gesundheitliche und ökonomische Risiko der Fehleinschätzung zu verringern.

### **Literatur**

- Dobler, L.; Hinterding, A.; Müller, A.; Gerlach, N. & Gabel, F. (in Vorbereitung): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug. Teil 3, Abschlussbericht. Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) [Hrsg.]
- Dobler, L. (in Vorbereitung): Praktischer Leitfaden zur Anwendung geostatistischer Methoden in der Bodenkunde und im Bodenschutz. Verbesserte Analyse durch Einbeziehung von Hilfsvariablen. (Arbeitstitel). - GLA Fachbericht, München.
- Matheron, G. (1971): The Theory of Regionalized Variables and its Applications. - Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique de Fontainebleau, Paris: ENSMP, Fasc. no. 5.

# Speicherung und Auswertung der Bodenschätzungsdaten im NIBIS®

E. Gehrt\* & H.-U. Bartsch\*

## Datenlage und Speicherung

Im Niedersächsischen Landesamt für Bodenforschung werden die Bodenschätzungsdaten seit 30 Jahren digital gespeichert, interpretiert und verarbeitet (Abb.1).

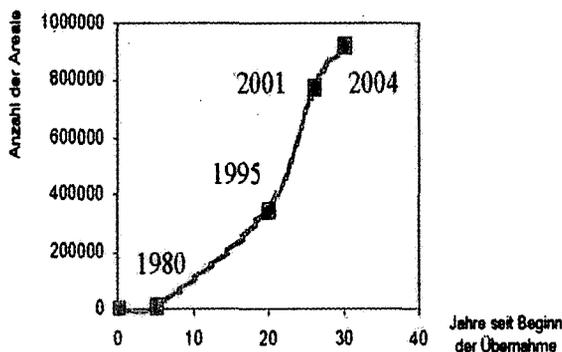


Abb. 1: Entwicklung des Datenbestandes im NLFb

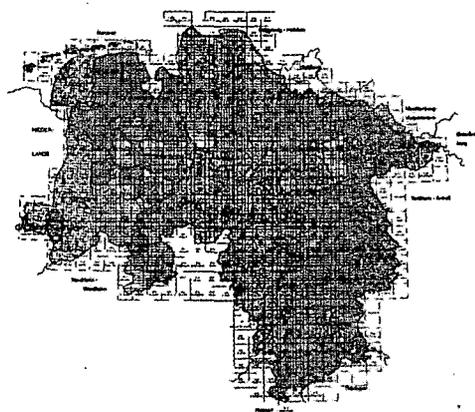


Abb. 2 Übersicht zu den im März 2004 verfügbaren Daten. Derzeit sind 76 % der Daten standardisiert verfügbar

Grundlage für diesen Status sind etablierte, personelle Organisationsstrukturen, Arbeitsabläufe und technische Einrichtungen.

Die Flächendaten werden als Folie42 über die Katasterämter übernommen. Die Profildaten werden von den Bezirksregierungen erfasst und in digitaler Form im freien Format (pro Profil ein Datensatz) zugelifert. Sie werden mittels eines Programms *PROFILREADER* in ihrer Struktur verändert und die letzte Schicht wird ggf. in zwei Schichten aufgeteilt. Mittels Korrekturtabellen werden Fehler (Syntaxfehler, Daten in falschen Datenfeldern etc.) eliminiert. Die Datenfeldinhalte werden anschließend auf eindeutige Kürzel atomisiert. Dabei wird bei mehreren Inhalten die erste Angabe übernommen oder nach Wichtigkeit ausgewählt. Die Speicherung der Bodenschätzungsdaten geschieht in verschiedenen Versionen: Originaldaten, korrigierte und standardisierte und übersetzte Daten. Der Zugriff auf alle Versionen ist jederzeit möglich. Die Übernahme wird derzeit im wesentlichen von zwei Mitarbeitern realisiert.

\* NLFb, Stilleweg2, 30655 Hannover

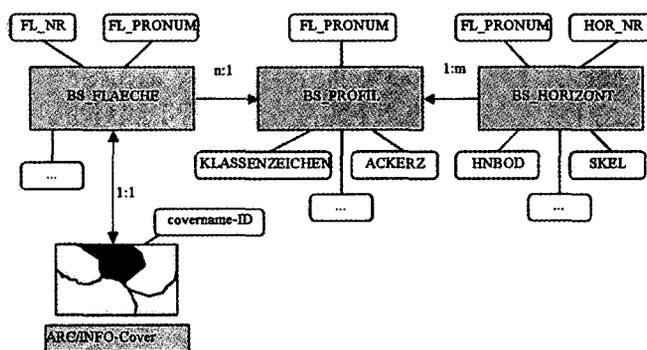


Abb. 3. Datenbankstruktur der Bodenschätzungsdaten im NIBIS®

## Übersetzung

Bei der Auswertung der Daten der Bodenschätzung können drei Kategorien unterschieden werden:

1. direkte Auswertung der Parameter der Bodenschätzung
2. Übersetzung der Bodenschätzung als Eingangsparameter für bodenkundliche Auswertungsmodelle auf Basis KA4 (Wenn-Dann-Beziehungen)
3. Komplexe Auswertungen (z.B. Ableitung der Bodenhorizonte und -typen, Löss- oder Geschiebelehmverbreitung)

Die notwendigen Funktionen sind in das **Methoden Management System (MeMaS®)** eingebunden.

Mit der direkten Auswertung der Parameter der Bodenschätzung werden einfache Parameter oder Eigenschaften und deren räumliche Verbreitung abgefragt. Der Vorteil liegt darin, dass hier das Originaldatum dargestellt wird. Die räumliche Wirkung ist sowohl landesweit als auch im Detail überprüfbar (Abb. 4). Die Auswertungsmethode ist eine Vorstufe für Übersetzungen (Prüfung der Wirkung von Einzelparametern). Sie wird aber auch für Konzeptkarten (BK50, GK50) angewendet.

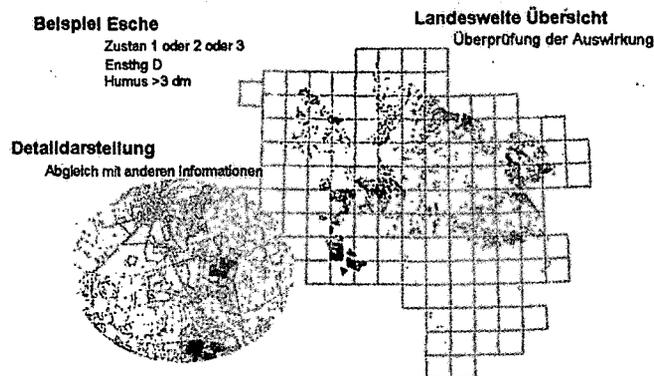


Abb. 4: Auswertung Esche nach Parametern der Bodenschätzung

Die eigentliche Übersetzung der Daten erfolgt in verschiedenen, aufeinander aufbauenden Schritten für die Merkmalsübersetzung, Horizontsymbolableitung und Ableitung des Bodentyps. Die einfache Übersetzung erfolgt mittels zwei bis dreispaltigen Tabellen, die „Wenn-Dann“-Beziehungen beschreiben. Diese kommen im wesentlichen bei der Textur und den Merkmalen zur Anwendung.

Komplexe Ableitungen umfassen mehrere Schritte. Es werden Parameter sowohl der Profil- als auch der Horizontbeschreibung interpretiert. Ein Beispiel ist die Ableitung der Horizonte. In den ersten Versionen wurden die Auswertungen ebenfalls über „Wenn-Dann“-Beziehungen ausprogrammiert. Bei

der Horizontableitung lagen dieser Auswertung mehr als 20.000 Regelzeilen zugrunde. Da dieses nicht mehr zu handhaben war, wurden 1998 die Regeln in „Fuzzy“-Tabellen formuliert. Um den Umfang der Regeln klein zu halten, werden die Parameter der Bodenschätzung zu sinnvollen Gruppen zusammengefasst. Die Fuzzy-Tabellen weisen jeder Kombination von Merkmalsgruppen und zugelassenem Horizont einen Wert zwischen -100 und 100 zu. Die verschiedenen Merkmalsgruppen können unterschiedlich gewichtet werden (Merkmale des Horizontes sind wichtiger als z.B. Angaben des Klassenzeichens). Durch Summieren der zugeordneten Werte ergibt sich eine Rangfolge der Horizonte. Der Horizont mit der höchsten Punktzahl ist der Wahrscheinlichste. Das Ergebnis wird abschließend durch die Oben-Unten-Beziehungen korrigiert (über einem Sd liegt ein Sw oder Sw-x). Die Bodentypenableitung erfolgt dann aufgrund der Horizontfolge. Die Daten liegen damit entsprechend eines modernen bodenkundlichen Klassifikationssystems, derzeit KA4, vor und stehen für Auswertungszwecke zur Verfügung. Dies ist aus unserer Sicht sinnvoll, da dadurch alle Methoden, die auf KA4 aufsetzen, genutzt werden können.

Da die Übersetzung immer kontrolliert werden muss, wurde für die Qualitätssicherung und -verbesserung ein Tool für ArcView (Nachbearbeitungstool) programmiert, mit dem die Zwischen- und Endergebnisse der Übersetzung mit Raumbezug angezeigt und korrigiert werden können. Gleichzeitig sind auch weitere Metadaten für die Korrektur über ArcView nutzbar. In dem Prozess können über den Raum oder über inhaltliche Kriterien Gruppen definiert werden. Innerhalb der Gruppe können dann einzelne oder alle definierten Horizonte in einem Schritt verändert werden.

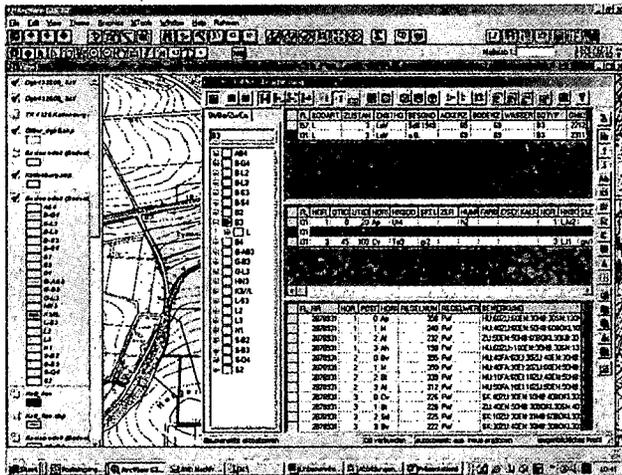


Abb. 5: Bildschirm des Nachbearbeitungstools (Im Fenster links Auswahlbaum für inhaltliche Eingrenzung; Oben: Klassenzeichen und Bodentyp; Mitte: Horizonte mit Merkmalen und Übersetzung; Unten: weitere mögliche Varianten mit Wertzahlen)

Ein anderes Beispiel für komplexe Auswertungen wäre z.B. die Auswertung der Löss- oder Geschiebelehmverbreitung.

### Qualitätssicherung

Um den Bearbeitungsstand der Übersetzung zu dokumentieren, wurden fünf Qualitätsstufen definiert.

- Q1: Automatische Übersetzung der Profile in die aktuelle bodenkundliche Nomenklatur mit dem Regelwerk des NIBIS®.
- Q2: Qualitätsstufe 1 und formale und inhaltliche Korrektur der Profilgruppen nach allgemeiner Kartiererfahrung.
- Q3: Qualitätsstufe 2 und formale und inhaltliche Korrektur der Profilgruppen unter Berücksichtigung lokaler Kenntnisse aus Geologischer Karte und Relief
- Q4: Qualitätsstufe 3 und formale und inhaltliche Korrektur der Einzelprofile nach Kartierung oder unter Berücksichtigung von Profilen der Profildatenbank des NIBIS®.
- Q5: Korrektur der Einzelprofile aufgrund einer Geländeüberprüfung und Bohrung am bestimmenden Grabloch.

Änderungen bei der Nachbearbeitung der Übersetzung werden protokolliert. Diese Protokolle sind Grundlage für eine systematische Fortführung der Regelwerke. D. h. es wird systematisch geprüft, ob Änderungen bei der Nachbearbeitung generell übernommen werden können und damit der Aufwand der Nachbearbeitung gesenkt werden kann. Zugleich wird die individuelle Nachbearbeitung transparent. Auffassungsunterschiede bei der Nachbearbeitung können aufgedeckt werden.

Die Erstellung, Eichung bzw. Kalibrierung der Regelwerke erfolgt darüber hinaus auf Basis folgender Datenbestände:

- Musterstücke (Feldansprache nach Bodenschätzung und KA4 und Laboranalytik)
- Feldansprache der Bodenhorizonte durch Bodenschätzer
- Kontrolle der Regeln durch Test am Gesamtdatenbestand

Mittels der genannten Datenbestände ist eine Fehlerabschätzung und eine Qualitätssicherung möglich. Nachstehend finden sich zwei Beispiele für einen solchen Abgleich.

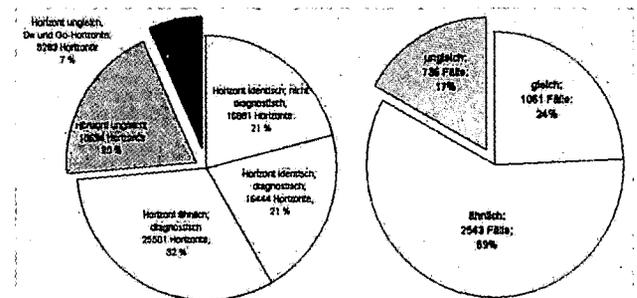


Abb. 6: Beispiele Qualität der Übersetzung  
links: Horizonte; rechts Bodenart grau = Handlungsbedarf

Bei der Übersetzung der Bodenarten ist im Abgleich mit den Musterstücken eine Trefferquote von 83 % gegeben. 17 % der Fälle sind zu unspezifisch oder falsch angesprochen. Hier müssen andere Daten wie etwa Aussagen der Geologischen Karte für eine Verbesserung herangezogen werden. Bei der Horizontableitung wird eine Trefferquote von 75 % erreicht. Diese ist sicherlich nach Landschaften zu differenzieren. Bodenschutzrelevant und verbesserungsbedürftig ist sicherlich die Übersetzung der Gleye und Pseudogleye (7 % der Fehler).

BARTSCH, H.-U., BENNE, I., GEHRT, E., SBRESNY, J. & WALDECK, A. (2003): Aufbereitung und Übersetzung der Bodenschätzung, Arbeitshefte - Boden, Heft 1. 45- 95, 10 Tabellen, 16 Abb.

## Möglichkeiten und Grenzen der Nutzung von Bodenschätzungsdaten zur Ableitung einer Bodenkzeptkarte

Jens Hannemann <sup>1)</sup> & Kathlin Schweitzer <sup>2)</sup>

### 1. Problemstellung

Bodenkarten leiten sich aus dem Zusammenwirken der verschiedenen Geokomponenten ab und bieten als standardisierte Datengrundlage (KA4/5) die Möglichkeit der Entwicklung einheitlicher Algorithmen zu ihrer Interpretation und Auswertung. Aus diesem Grund ist es langfristig von Vorteil, sie als Basis zur Erstellung von Bodenfunktionskarten gegenüber den reinen Bodenschätzungsdaten vorzuziehen, sofern der Maßstab der Bodenkarten den Nutzeranforderungen genügt.

Die Ableitung einer Bodenkarte auf Grundlage der Bodenschätzungsdaten ist auch in Kombination mit anderen Informationsebenen (z.B. Geologie, Relief) nur mit einem gewissen Grad an Unschärfe möglich. Die Sicherheit der Ableitung selbst, als auch ihrer Interpretation für weiterführende Fragestellungen und ihre Anwendung als Entscheidungsgrundlage wird dadurch entscheidend beeinflusst.

### 2. Ziel

Der erste Teil der Methode sieht eine empirische Übersetzung der Bodenschätzung (Klassenzeichen) in Kombination mit Geologischen Einheiten unter Anwendung von *If... Then*-Regeln vor. Da die Unschärfe / Unsicherheit hier erwartungsgemäß groß ist, wurde im zweiten Teil der Methode versucht, diese Regeln durch die statistische Auswertung von Horizontdaten aus bodenkundlichen Profilaufnahmen und Sondierungen im Untersuchungsgebiet zu spezifizieren. Durch die Möglichkeit des laufenden Ausführens von Abfrageroutinen ist damit eine hohe Aktualität gegeben. Dabei kann die Übertragung der Auswertungsergebnisse auch lokal / regional begrenzt werden, d.h. die Übertragung der Informationen auf nicht belegte Kombinationen erfolgt nur im näheren Umfeld der mit Punktdaten belegten Flächen (lokale Transformation). Die Ergebnisse beider Methodenteile wurden miteinander verglichen.

### 3. Empirische Übersetzung

Durch die Verschneidung der digital vorliegenden Bodenschätzungskarte mit der geologischen Karte ergab sich eine große Anzahl von Kombinationsmöglichkeiten, die entsprechend ihrer für die Übersetzung verwertbaren Merkmale systematisiert und kategorisiert werden. Bei der Bodenschätzung sind dies z. B. die mittlere Bodenart, die Zustandstufe, die Entstehungsart und bei der geologischen Karte das Ausgangsgestein und die Bodenarten und -schichtungen (agronomische Kennzeichnung).

<sup>1)</sup>Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg  
Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow  
email: hannemann@lgrb.de

<sup>2)</sup>Humboldt-Universität zu Berlin  
Landwirtschaftlich Gärtnerische Fakultät  
Invalidenstr. 42, 10115 Berlin  
email: kathlin.schweitzer@agrar.hu-berlin.de

Diesen Kombinationen wurden bestimmte Boden- und Substratsystematische Einheiten empirisch zugeordnet. Im nächsten Schritt erfolgt die Übersetzung der Kombinationen durch die Anwendung der *If... Then*-Regeln. Dabei erhält man ein mehr oder weniger breites Spektrum von Boden- und Substratsystematischen Einheiten,

z. B. für Erhebungen/ Höhenlagen:

IF Bodenschätzung =	S13D or S14D
AND Geologie =	Geschiebemergel
AND Reliefanalyse =	Erhebung
THEN Bodenform =	BB-LF:pky-ss(Sp /pfl-ls(Sp Mg)/gm-cl(Mg)
	:
	bLF:pky-ss(Sp)/pfl-ls(Sp,Mg)/gm-cl(Mg)
	:
	bLF:pky-ss(Sp)/pfl-sl(Sp,Mg)/gm-cl(Mg)
	:
	LF-BB:pky-ss(Sp)/pfl-ls(Sp,Mg)/gm-cl(Mg)
	:
	LF-BB:pky-ss(Sp)/pky-ss(ns)/pfl-ll(Mg)
	:
	IBB:pky-ss(Sp)/pfl-ls(Sp,Mg)/gm-cl(Mg)

und z. B. für die Niederungen :

IF Bodenschätzung =	S3A1
AND Geologie =	Flusssand
AND Reliefanalyse =	Niederung
AND Agron. Profil =	HS 5 / S (5 dm humoser Sand über Sand)
AND Grundwasser =	hoch
THEN Bodenform =	GGh : ff-ss(Sf)
	:
	GGhh : ff-ss(Sf)

Die Überprüfung des ersten Methodenteils, der empirischen Übersetzung, mit dem Zweiten unter Verwendung von Profilaufnahmen ergab für die Höhenlagen (n=36) eine Treffergenauigkeit von 64 % für die Bodenarten (Substrate), von 39 % für die Bodensystematischen Einheiten (Pedogenesen) und für die Niederungen (n= 46) von 61 % für die Bodenarten und von 48 % für die für die Bodensystematischen Einheiten.

Generell schwierig zu beurteilen sind Fälle, die in ihrer Kombination widersprüchlich sind (z. B. Bodenschätzung = S4D und Geologie = Moorerde). Für die empirische Übersetzung können die Ergebnisse wie folgt zusammengefasst werden:

1. Das Vorhandensein von Kalk in den Niederungen kann nur unsicher vorausgesagt werden, da laut der konkreten geologischen Karte der *Moormergel* nur *nesterweise* auftritt.

2. Es erfolgt eine Überschätzung der Humusakkumulation bei Zustandstufe 6 bis 7 und Moor-Standorten der Bodenschätzung in Kombination mit der geologischen Einheit *Moormergel über Moorerde über Flusssand* trotz Berücksichtigung der Angaben zur Humusmächtigkeit (z. B. Vorkommen von Normgleyen auf ausgewiesenen Moor-Standorten).

3. Die Bodenschätzungskarte hat lokal vorkommende, junge Sandüberdeckungen von Mooren (Sanddeckkultur) nicht ausgewiesen. Überhaupt ist eine Abschätzung des Bodenformeninventars intensiv genutzter Standorte (anthropogene Einflüsse, wie Auftrag, Abtrag, Melioration), sowie von Kolluvien unsicher.

5. Kaum abzuleiten ist die Bodeartenabfolge und Pedogenese, besonders für *Sand* und *anlehmigen Sand* der Bodenschätzung in Kombination mit der geologischen Einheit

lehmige Sanddecke mit Nestern von Lehm über unterem Sand.

#### 4. Auswertung von Punktdaten

Um die Regeln für die Übersetzung der Kombinationen und damit für die Verschneidungsflächen sicherer zu machen, wurden Punktdaten (aktuelle Profilaufnahmen und Sondierungen) ausgewertet. Die Ergebnisse werden dann innerhalb des ca. 30 km<sup>2</sup> großen Untersuchungsgebietes auf die Flächen übertragen, in denen keine Punktdaten vorhanden sind (Informationstransformation). Dabei wurde wie folgt vorgegangen:

1. Die Attributkombinationen aus Geologischer Karte und Bodenschätzungskarte werden hinsichtlich ihrer Punktdatenbelegung abgefragt und bodenkundlich relevanten Merkmalen als Zielkategorien (z.B.: Verbraunung, Lessivierung, Vergleyung und Humosität) zugeordnet.

2. Alle Horizonte sämtlicher Profile, die gleichen Attributkombinationen entsprechen, werden hinsichtlich der Intensität des Merkmals (Position des Auftretens in der Zeichenkette des beschriebenen Horizontes) mit einem Zugehörigkeitswert für die entsprechende Zielkategorie belegt (z. B. Zielkategorie „Verbraunung“ Zugehörigkeitswert für Bv-Horizont = 1, für Bv-ilCv = 0,7 ; Zielkategorie „Humus“ Aeh = 0,4 ; Ahe = 0,3). Die Einbeziehung von Analysendaten kann hier die Ableitung der Zugehörigkeitsgrade weiter absichern.

3. Abschließend werden die Mächtigkeiten der Horizonte in die Berechnung einbezogen. Intensitäten der Merkmale und Mächtigkeiten der Horizonte werden gewichtet gemittelt und als Maß für die Zielkategorie normiert. (Beispiele s. Tab.1).

Attributkombination Zielkategorie	S7A1 und Talsand	SIIIa3 and Torf	SI4D und ns/vs*
terrigenen Humus	0,25	0,64	0,44
hydrogener Humus	0	0,56	0
Rohboden	0	0	0
Verbraunung	0,12	0	1
Podsolierung	0	0	0
Lessivierung	0	0	0,39
Kalk	0	0	0
Grundwasser	0,36	1	0
Stauwasser	0	0	0,63
Reliktwasser	1	0	0

\*Nachschüttsand über Vorschüttsand

Tab.1: Auszug aus einer Tabelle mit quantifizierten Merkmalen für die Attributkombinationen von Bodenschätzung und Geologie abgeleitet aus konkreten Profildaten (Punktdatenbank LGRB)

Die Tabellenwerte repräsentieren hier ebenfalls Zugehörigkeitsgrade zu Zielkategorien der Pedogenese und geben an, wie stark (intensiv) oder schwach eine Fläche (Attributkombination) verbraunt, lessiviert, grundwasserbeeinflusst etc. ist. Die Intensität der Pedogenesen ist dabei eine Funktion der in den Horizonten beschriebenen Merkmale und ihren Mächtigkeiten. Sie können durch die Verknüpfung mit den Attributkombinationen als Einzelmerkmalsthema flächenmäßig und abgestuft dargestellt werden.

#### 5. Schlussfolgerung

Programmtechnisch umgesetzte empirische If ... Then-Regeln können durch aus bodenkundlichen Profilaufnahmen und Sondierungen statistisch ermittelten Maßzahlen relevanter Bodenmerkmale weiter spezifiziert und aktualisiert werden. Die Aussagesicherheit wurde dadurch erhöht. Insbesondere in den Niederungen können die gesunkenen Humusgehalte (Humusabbau) und Humusmächtigkeiten (Torfschwund) differenziert erfasst werden.

Das Ergebnis zeigt, dass die Bodenschätzungsdaten allein, auch unter Hinzunahme geologischer Informationen, einer sicheren Flächenaussage zumindest für Teilgebiete nicht genügen, sondern immer mit aktuellen Daten verifiziert werden müssen. Die praktizierten Auswertungen zur Ableitung von Bodenfunktionen aus Bodenschätzungsdaten (i.d.R. der Klassenzeichen) in Planungs- und Zulassungsverfahren ist also kritisch zu hinterfragen!

In wie weit eine Übertragung der berechneten Merkmale über benachbarte Areale hinaus auf andere Gebiete möglich ist, muss noch geprüft werden.

#### 6. Literatur

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe der Bundesrepublik Deutschland (2004): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 5. Auflage ; Hannover (im Druck, zitiert als KA5)

## **Digitale Bodenschätzung in Hessen (ALK-Folie 042, Migration nach ALKIS)**

Dipl.-Ing. Reinhard Limmert

### **1. Erstellung der Folie 042**

Seit Sommer 2000 wird in der Hessischen Verwaltung für Kataster und Flurneuordnung (HVKF) der graphische Nachweis der Bodenschätzung digitalisiert und als Folie 042 in der ALK-Grundrißdatei geführt. Hauptgrund für die Erstellung der Folie 042 ist, daß für zahlreiche Anwendungen auf dem Gebiet des Bodenschutzes nicht nur die Bohrlochdaten aus dem Digitalen Feldschätzungsbuch FESCH benötigt werden, sondern auch die räumliche Ausdehnung der zugehörigen Schätzungsflächen. Erst mit dem gemeinsamen Vorliegen von FESCH und Folie 042 ist eine umfassende Nutzung der Bodenschätzungsdaten möglich. Aber auch viele Arbeiten der Kataster- und der Finanzverwaltung vereinfachen sich, wenn die Folie 042 vorhanden ist.

Vor dem Beginn der Herstellung der Folie 042 mußten verschiedene Entwicklungsarbeiten durchgeführt werden. Ein erster Schritt war die Erweiterung des ALK-Objektabbildungskataloges (OBAK) um die Objekte der Folie 042: Schätzungsflächen, Muster-, Landesmuster- und Vergleichsstücke, Grablöcher.

Anschließend wurde das Programmsystem DAVID, das Erfassungsprogramm der HVKF für die Automatisierte Liegenschaftskarte (ALK), so ergänzt, daß damit auch die Objekte der Bodenschätzung digitalisiert werden können. Außerdem wurde die SICAD-Software zur Führung und Fortführung der ALK-Grundrißdatei so erweitert, daß die Folie 042 in die ALK eingelesen und dort fortgeführt werden kann.

Die Entwicklungsarbeiten wurden mit der OFD Frankfurt und dem Hessischen Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) abgestimmt. Ebenso galt es, mit der Finanzverwaltung neue Arbeitsverfahren und -abläufe abzusprechen, die durch die Automatisierung erforderlich bzw. erst ermöglicht wurden.

Bei der eigentlichen Erfassung der Folie 042 werden die analogen Schätzungskarten auf einen Digitalisierungstisch aufgelegt und mit Hilfe des Programmsystems DAVID Punkt für Punkt abdigitalisiert. Zuvor wird die zugehörige ALK in DAVID eingelesen, damit Schätzungsgrenzen, die auf Flurstücks- oder Nutzungsartengrenzen verlaufen, genau in gleicher Lage erfaßt werden können.

Zu Abschluß der Digitalisierungsarbeit wird die Folie 042 im EDBS-Format aus DAVID ausgelesen, an das

zuständige Katasteramt abgegeben und dort in die ALK-Datenbank eingelesen.

Seit etwa einem Jahr besteht ein Datenfluß von FESCH nach DAVID, bei dem die Bohrlochnummern und Schätzungsbeschriebe unmittelbar aus FESCH entnommen werden. Hierdurch konnte die Erfassungsleistung deutlich gesteigert werden.

Im Augenblick gibt es im Hessischen Landesvermessungsamt und in fünf Katasterämtern 12 DAVID-Arbeitsplätze zur Erfassung der Folie 042. Ende 2003 lag die Folie 042 in 266 der insgesamt 2883 hessischen Gemarkungen vor. Dies entspricht 9 % der Landwirtschaftlichen Nutzfläche Hessens. Da Ende 2003 die ALK-Herstellung in Hessen abgeschlossen war, stehen nunmehr weitere DAVID-Arbeitsplätze zur Erfassung der Folie 042 zur Verfügung, so daß die Erfassungsleistung nochmals erhöht werden kann. Die Folie 042 wird deshalb in Hessen aus heutiger Sicht 2011 - 2013 fertiggestellt sein.

Höchste Priorität bei der Erfassung der Folie 042 haben die Gemarkungen, in denen ein Amtlicher Landwirtschaftlicher Sachverständiger (ALS) eine Bodennachschätzung durchgeführt und dabei FESCH erstellt hat. In diesen Fällen wird die Folie 042 aus den Feldschätzungskarten des ALS abdigitalisiert. Mit der Erfassung der Folie 042 erleichtert sich die Übernahme dieser Nachschätzung ins Liegenschaftskataster beträchtlich. Außerdem bleibt dem ALS die Zeichnung der Schätzungsurkarten erspart. Zur Offenlegung der neuen Bodenschätzung erhält der ALS vom zuständigen Katasteramt Plotterzeichnungen mit ALK und Folie 042.

Zweite Priorität haben die Gemarkungen, in denen eine jüngere bereits ins Liegenschaftskataster übernommene Nachschätzung vorliegt, zu der die Finanzverwaltung FESCH nachträglich erstellt hat.

Mit dem HLUG, dem Hauptnutzer der Digitalen Bodenschätzung in Hessen, wurde die stetige Datenlieferung der Folie 042 von den einzelnen Katasterämtern zum HLUG vereinbart.

Im HLUG wird bei der Einspeicherung der Folie 042 in das dortige Bodeninformationssystem ein Abgleich mit FESCH durchgeführt. Die dabei aufgedeckten Fehler können nur von dem zuständigen ALS geklärt werden. Es war deshalb weiterhin notwendig, das Verfahren zur Klärung eines Fehlers, seine Behebung in den Originaldatenbeständen Folie 042 bzw. FESCH und die erneute Datenlieferung an das HLUG gemeinsam abzusprechen.

Obwohl die Erfassung der Folie 042 noch in den Anfängen steckt, muß jetzt schon festgehalten werden, daß die derzeitige Führung der Bodenschätzung in der ALK keine Lösung auf Dauer sein wird. Vielmehr wird die ALK in wenigen Jahren durch ALKIS abgelöst werden. Deshalb sei im Folgenden ein Ausblick auf ALKIS gegeben.

## 2. ALKIS

### 2.1 Allgemeines zu ALKIS

Das derzeitige Digitale Liegenschaftskataster besteht aus drei verschiedenen Datenbeständen:

- der ALK-Grundrißdatei,
- der ALK-Punktdatei,
- dem Automatisierten Liegenschaftsbuch (ALB).

Hierbei ist die ALK-Grundrißdatei der digitale Nachweis für die frühere analoge Kataster- oder Liegenschaftskarte. Oft wird nur verkürzt von „ALK“ gesprochen, wenn eigentlich die ALK-Grundrißdatei gemeint ist. In der parallel geführten ALK-Punktdatei werden alle Punkte des Liegenschaftskatasters mit ihren Gauß-Krüger-Koordinaten gespeichert.

Das Nebeneinander von Punkt- und Grundrißdatei bedeutet, daß Koordinaten doppelt geführt werden: originär in der Punktdatei und ein zweites Mal die gleichen Koordinaten in der Grundrißdatei. Ebenso finden sich die Flurstücksnummern, die Lagebezeichnungen, Informationen zur Tatsächlichen Nutzung und die Daten der Bodenschätzung im ALB und in der ALK-Grundrißdatei doppelt wieder.

Die mehrfache (redundante) Speicherung bestimmter Daten erfordert zusätzlichen Aufwand und bedeutet immer eine Fehlerquelle. Deshalb planen alle Bundesländer, das bisherige Digitale Liegenschaftskataster in eine neue Form zu überführen, bei der die Daten redundanzfrei gespeichert werden. Diese künftige Form des Digitalen Liegenschaftskatasters wird als Amtliches Liegenschaftskataster-Informationssystem (ALKIS) bezeichnet.

Neben der Redundanzfreiheit ist ein weiterer Vorteil von ALKIS, daß im Gegensatz zur ALK die Objekte des Liegenschaftskatasters bundesweit einheitlich aufgebaut sein werden. Die wichtigsten Objekte werden ebenfalls überall vorliegen. Dieser einheitliche Datenumfang wird Grunddatenbestand genannt.

In ALKIS gibt es für alle Objekte eine neuartige Objektstruktur, die in besonderem Maße ermöglicht, daß Nutzer von ALKIS ihre eigenen Fachdaten den ALKIS-Objekten zuordnen können. Mit der neuen Objektstruktur ist eine neue Schnittstelle für die Datenabgabe an Nutzer verbunden: die Normbasierte Austauschschnittstelle (NAS). Die Modellierung der ALKIS-Objekte und die Festlegung der NAS entsprechen internationalen Normen und Standards.

Die Datenstruktur von ALKIS ist darüber hinaus so angelegt, daß sie zu der Datenstruktur eines künftigen Automatisierten Grundbuchs passen wird. Damit kann dann endlich ein Datenfluß zwischen Grundbuch und Liegenschaftskataster verwirklicht werden.

Wenn schon das gesamte Digitale Liegenschaftskataster umgestellt wird, bietet es sich auch an, im gleichen Zuge vom bisherigen Gauß-Krüger-Koor-

dinatensystem auf ein europaweit einheitliches Koordinatensystem umzusteigen: auf UTM-Koordinaten auf der Grundlage des geodätischen Bezugssystems ETRS 89.

Für die automatisierte Überführung (Migration) von ALK und ALB nach ALKIS muß eine besondere Migrationssoftware erstellt werden. Schon jetzt ist bekannt, daß die derzeitigen Datenbestände manche Mängel und wegen der redundanten Datenspeicherung zahlreiche Widersprüche enthalten. Damit die Umsetzung nach ALKIS fehlerfrei und möglichst reibungslos ablaufen kann, müssen noch vor der Migration an den bestehenden Datenbeständen umfangreiche Qualifizierungsarbeiten ausgeführt werden.

Außerdem erfordert ALKIS neue Hard- und andersartige Software, damit die Daten des Liegenschaftskatasters entsprechend ALKIS verarbeitet, gespeichert und fortgeführt werden können. Für die Arbeit eines Katasteramtes bedeutet ALKIS, daß alle Arbeitsabläufe (Geschäftsprozesse) völlig anders gestaltet werden.

Hessen beabsichtigt, das Liegenschaftskataster landesweit voraussichtlich im Laufe des Jahres 2007 nach ALKIS zu migrieren. Auch andere Bundesländer planen dies etwa zu dieser Zeit.

### 2.2 Die Bodenschätzung in ALKIS

Die Objekte der Bodenschätzung (Schätzungsflächen, Muster-, Landesmuster- und Vergleichsstücke, Grablöcher) finden sich in ähnlicher Form in ALKIS wieder. Neu wird in ALKIS sein, daß die unterschiedlichen Eigenschaften eines Objektes in verschiedenen Attributen abgebildet werden. So wird zum Beispiel der bisherige Text „Schätzungsbeschreibung“ in die einzelnen Elemente aufgespalten und jede Bodeninformation in einem eigenen Attribut abgelegt.

Eine Untersuchung hat gezeigt, daß die Daten der Folie 042 ohne Probleme nach ALKIS überführt werden können.

Ende 2006 wird die ALK-Folie 042 in Hessen zu etwa einem Drittel fertiggestellt sein. Dort wo die Bodenschätzung in Form der Folie 042 digital vorliegen wird, soll sie gemeinsam mit dem übrigen Liegenschaftskataster nach ALKIS migriert werden. In den Gebieten Hessens, in denen die Folie 042 dann noch fehlen wird, muß sie nach Einführung von ALKIS Zug um Zug im neuen System erfaßt werden.

Für die Nutzer der Digitalen Bodenschätzung bedeutet ALKIS, daß sie künftig die Daten im Format der NAS erhalten werden. Dies erfordert, daß sie ihre graphische Datenverarbeitung so umstellen müssen, daß NAS-Daten in ihr System eingelesen werden können. Wegen der neuen Objektstruktur wird es für Nutzer leichter sein, die Bodeninformationen auszuwerten. Auf das Digitale Feldschätzungsbuch FESCH wird ALKIS dagegen keine Auswirkungen haben.

# Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz – Methodvalidierung –

Ricarda Miller<sup>1</sup>, Matthias Peter<sup>1</sup>,  
Stephan Sauer<sup>2</sup> & Thomas Vorderbrügge<sup>3</sup>

## 1 Einleitung

Im Rahmen des Projekts „Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten“ entwickelten die Geologischen Dienste von Hessen und Rheinland-Pfalz sowie das Ingenieurbüro Schnittstelle Boden Methoden zur Ableitung von Bodeneigenschaften aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung. Dabei setzen die Methoden direkt an den Rohdaten an, ohne dass eine Übersetzung der Bodenschätzungsdaten in die bodenkundliche Nomenklatur stattfindet (FRIEDRICH & KEIL 2003). Zur Überprüfung der Methoden durchlaufen diese vor der Freigabe zur Anwendung einen Validierungsprozess, der im Folgenden beschrieben wird.

## 2 Methodvalidierung

### Zielsetzung

Das Ziel der Methodvalidierung ist, valide Ergebnisse zu erhalten und belastbare Aussagen aus der direkten Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten zu ermöglichen. Dieser Zielsetzung liegen Thesen zur Methodvalidierung zugrunde, die im Projektverlauf überprüft werden müssen:

- der systematisch aufgebaute Schätzungsrahmen gilt – zumindest für das Klassenzeichen – überregional,
- damit sind die entwickelten Methoden in andere Regionen bzw. Bundesländer übertragbar,
- Mischbodenarten und Mischentstehungsarten verdienen besondere Beachtung.

## Eichung an Vergleichs- und Musterstücken

Vor der ersten Anwendung der entwickelten Methoden in den Testgemarkungen werden diese zunächst an 126 Datensätzen aus Vergleichs- und Musterstücksaufnahmen aus Hessen und Rheinland-Pfalz überprüft (vgl. Abb. 2, Beispiel nFK).

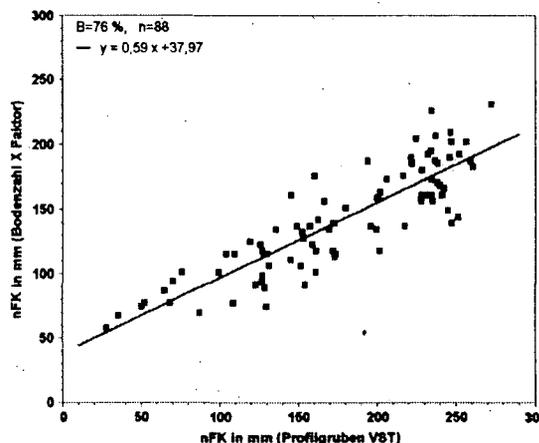


Abb. 2: Überprüfung der Methode zur Ermittlung der nFK aus der Bodenzahl und einem Multiplikationsfaktor an Vergleichs- und Musterstücksaufnahmen aus Hessen und Rheinland-Pfalz

Die Überprüfung der Methode zur Ermittlung der nFK aus dem Klassenzeichen (Bodenzahl, Multiplikationsfaktor) an den oben genannten Datensätzen ergibt ein Bestimmtheitsmaß von 76 %, das die Stimmigkeit der Methode belegt.

### Vorgehensweise

Die in der Phase der Methodenentwicklung erarbeiteten Beispielmethode zu den Bodenparametern Wurzelraum und nFK (SAUER et al. 2003) werden in einer auf MSAccess basierenden Datenbankanwendung programmiert und durchlaufen zunächst ohne bodenkundliche Überprüfung für 13 Gemarkungen in Hessen eine Testanwendung (vgl. Abb. 1). Die dabei produzierten Karten- und Datengrundlagen werden durch Gelände- und Auswertungsarbeiten validiert und die Methoden je nach Resultat der Validierung

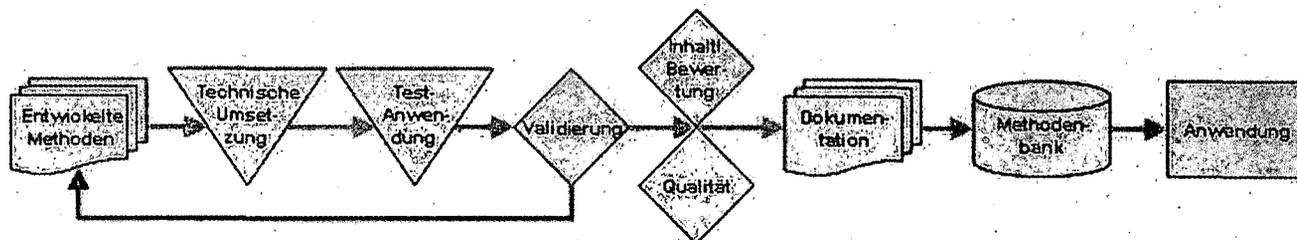


Abb. 1: Vorgehensweise bei der Methodvalidierung

<sup>1</sup> Ricarda Miller & Matthias Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, schnittstelle.boden@t-online.de  
<sup>2</sup> Stephan Sauer, Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz, Stephanus.Sauer@lgb-rlp.de  
<sup>3</sup> Thomas Vorderbrügge, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, t.vorderbruegge@hlug.de

entsprechend angepasst bzw. weiterentwickelt. Im Anschluss erfolgen eine abschließende inhaltliche Bewertung der Methode sowie Angaben zu Aussage-schärfe und Qualität der Ergebnisse. Die Prozess-schritte sowie die Ergebnisse werden dokumentiert, die abgeschlossenen Methoden in eine automatisierte Methodenbank mit individueller Benutzerführung

eingepflegt und die Methoden zur Anwendung freigegeben.

### Testgemarkungen

Nach der Überprüfung der Methoden an unabhängigen Datensätzen erfolgt die Validierung der Methodenergebnisse im Gelände. Die ersten Anwendungen der entwickelten Methoden erfolgen in 13 Testgemarkungen in Hessen, die nach folgenden Kriterien ausgewählt wurden, um eine Repräsentanz zu gewährleisten:

- unterschiedliche Natur-, Klima- und geologische Raumeinheiten,
- unterschiedliche Nutzungsanteile (Ackerland, Grünland, Wechselland),
- räumliche Verteilung im Bundesland,
- unterschiedliche Amtliche Landwirtschaftliche Sachverständige (ALS).

Abb. 3 zeigt die Umsetzung der Datenbankanwendung für die Methode nFK, die zugleich Daten- und Kartengrundlage für die Validierung im Gelände ist.



Abb. 3: Die Methode nFK angewendet auf die Testgemarkung Seilhofen (Hessen)

Dabei werden folgende Kriterien zur Auswahl der Kontroll-Bohrpunkte zugrunde gelegt:

- Unstimmigkeiten, Besonderheiten
- Mischbodenarten, Mischentstehungsarten
- geschichtete Profile
- differenzierte Grünland-Wasserstufen
- selten vorkommende Bodenklassen im Vergleich zur landesweiten Verteilung

Auswertungen zur Häufigkeitsverteilung der Klassenzeichen der Testgemarkungen (n=4.381) im Vergleich zu Klassenzeichen in allen bislang vorliegenden hessischen Gemarkungen (n=121.261) zeigen, dass die Testgemarkungen in Bezug auf Nutzungsanteile (Ackerland, Grünland, Wechselland), Bodenarten und Entstehungsarten (vgl. Abb. 4) einen repräsentativen Ausschnitt aus der hessischen Grundgesamtheit darstellen.

Besonderes Augenmerk wird auf die Mischentstehungsarten wie z. B. LöV, LöD, DV etc. gelegt, da diese methodisch gesehen einen Sonderstatus einnehmen und mit ca. 13 % der Klassenzeichen einen relativ großen Anteil an der Gesamtzahl ausmachen.

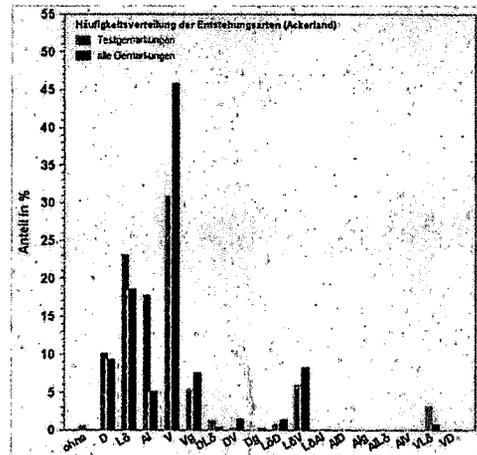


Abb. 4: Häufigkeitsverteilung der Entstehungsarten aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung für die Testgemarkungen in Hessen im Vergleich zur Grundgesamtheit

### 3 Ausblick

Derzeit findet die Validierung der entwickelten Methoden auf Basis des Klassenzeichens im Gelände statt. Die Entwicklung von Methoden, die auf der direkten Interpretation der Grablochbeschreibungen beruhen, wird in einem nächsten Schritt begonnen.

Um den regionen- und länderübergreifenden Ansatz bei der Methodenentwicklung zu überprüfen, ist eine Anwendung der Methoden in anderen Regionen bzw. Bundesländern in Planung. Um einen regen Austausch zwischen den verschiedenen Bundesländern hinsichtlich der Bodenfunktionsbewertung zu fördern, bieten wir an, anderen Bundesländern die bereits entwickelten Methoden zur Verfügung zu stellen sowie bestehende Methoden aus anderen Bundesländern in Hessen und Rheinland-Pfalz zu testen. Bei Interesse bitte an die Autoren wenden.

### 4 Literatur

- FRIEDRICH, K. & B. KEIL (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz. – Projektübersicht – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 102/Heft 2, 469-470.
- SAUER, S., MILLER, R., PETER, M. & TH. VORDERBRÜGGE (2003): Bodenfunktionsbezogene Auswertung von Bodenschätzungsdaten für Hessen und Rheinland-Pfalz – Methodenentwicklung. – Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 102/Heft 2, 557-558.

## **Aktualisierung der Bodenschätzung, Bereitstellung und Nutzung digitaler Schätzungsdaten in Thüringen**

Rötscher, T. und Seidelbach, J.

### **1.) Einleitung**

Das Interesse an der Nutzung der Bodenschätzung für außersteuerliche Zwecke ist in letzter Zeit deutlich gestiegen. Ein Grund hierfür sind moderne Datenverarbeitungssysteme, die es erlauben, den gewaltigen Datenbestand aus nunmehr 70 Jahren Bodenschätzung, der herkömmlich in Form handschriftlicher Unikate vorliegt, zu erfassen, weiterzugeben, zu bearbeiten und auszuwerten.

Die erforderlichen Digitalisierungsarbeiten werden von verschiedenen Interessierten projektbezogen oder landesflächendeckend ausgeführt; bundesweit trägt die Finanzverwaltung mit der Eingabe der Grablochbeschriebe in das elektronische Feldschätzungsbuch (FESCH) zur Digitalisierung der vorhandenen Schätzungsdaten bei.

Im Folgenden wird gezeigt, wie die Thüringer Finanzverwaltung im Zuge der Aktualisierung der Bodenschätzung laufend vollständige digitale Bodenschätzungsdaten erzeugt. Gleichzeitig wird der praktische Ablauf der Schätzungsarbeiten dargestellt.

### **2.) Aktualisierung der Bodenschätzung**

Die Aktualisierung der Bodenschätzung erfolgt grundsätzlich gemarkungsweise. Durch den Schätzungsausschuss, bestehend aus dem amtlichen Schätzer (ALS) und zwei ehrenamtlichen Schätzern (eIS), werden die vorhandenen Vergleichsstücke (VSt) und ausgewählte Grablöcher der Altschätzung überprüft.

Besonderes Augenmerk wird bei der Überprüfung auf

- Flächen der Zustandsstufen 6 und 7,
- meliorierte bzw. erosionsgefährdete Flächen,
- geänderte Nutzungsarten sowie
- die bei der Altschätzung vorgenommenen Abrechnungen wegen Besonderheiten gelegt;

außerdem wird Hinweisen der vor Ort wirtschaftenden Landwirte über Veränderungen in der Flur nachgegangen. Der Schätzungsausschuss entscheidet, in welchem Umfang Nachschätzungsarbeiten erforderlich sind.

Erfahrungsgemäß kann bei 70 – 90 % der überprüften Grablöcher das Klassenzeichen der Altschätzung bestätigt werden.

Im Gegensatz zur Überprüfung erfolgt in einigen Gemarkungen von vornherein eine flächendeckende Neuschätzung. Das ist der Fall in den Rekultivierungsgebieten des Braunkohlenbergbaus oder wenn die Bodenschätzungsunterlagen ausnahmsweise verloren gegangen sind.

Neben der Überarbeitung der Schätzungsinhalte einer Gemarkung wird regelmäßig der Feldvergleich durchgeführt. Beim Feldvergleich werden die Katasterkarten hinsichtlich der Darstellung der landwirtschaftlichen Kulturarten (Nutzungsarten) überprüft und zwischenzeitlich eingetretene Veränderungen dokumentiert.

Bei der Aktualisierung der Bodenschätzung arbeitet die Finanzverwaltung mit weiteren Einrichtungen des Freistaates zusammen. So erfolgt die Überprüfung bzw. Neuanlage von VSt regelmäßig zusammen mit Mitarbeitern der Geologischen Landesaufnahme der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie. Weiterhin werden Gemarkungen, für die im ganzen oder zu wesentlichen Teilen eine Flurneuordnung angeordnet ist, nach Abstimmung mit den Ämtern für Landentwicklung und Flurneuordnung bevorzugt bearbeitet. Die Katasterverwaltung schließlich stellt als Arbeitsgrundlage Liegenschaftskarten zur Verfügung.

### **3.) Digitale Bearbeitung**

Die Bearbeitung der Bodenschätzung erfolgt in Form digitaler Projekte. Die Projekte werden an der Oberfinanzdirektion (OFD) eingerichtet. Dazu werden für jede Gemarkung folgende Arbeitsgrundlagen zusammengetragen:

- die Liegenschaftskarte als ALK oder als Rasterdaten,
- die gescannten Feldkarten der Altschätzung,
- digitale Orthofotos,
- soweit bereits vorhanden, das alte Feldschätzungsbuch in FESCH.

Karten ohne Lagebezug werden durch den Vermesser an der OFD oder in Vergabe in das Thüringer Landessystem transformiert. In Vergabe erfolgt in bestimmten Fällen auch eine Vordigitalisierung der Bohrpunkte und Klassenflächen der Altschätzung. In den Projekten werden einzelne Ebenen für die Sachdaten der Bodenschätzung eingerichtet. Weiterhin werden Hilfsdateien erzeugt, in denen die Gemarkungsgrenze und die Flurgrenzen sowie der Blattschnitt der Rahmenkarten enthalten sind.

Die vollständig eingerichteten Projekte werden an die ALS übergeben. Zur besseren Übersicht wird ein Satz Arbeitskarten in Papierform mitgegeben.

Für die Bearbeitung am Finanzamt steht den ALS ein Büro-PC, für die Feldarbeiten ein Feld-PC (Toughbook) und ein DGPS-Empfänger zur Verfügung. Auf den Rechnern sind das Geografische Informationssystem (GIS) TopoL und die Programme FESCH und DIBO installiert. DIBO wird im Außendienst zur Verarbeitung des DGPS-Signals und zur Erfassung neuer Punktdaten eingesetzt. Außerdem wird DIBO zur Haltung der Grablochbeschriebe während der Projektbearbeitung genutzt.

Im Innendienst werden die Schätzungsarbeiten vorbereitet, indem im GIS die VSt, Grablöcher und Schätzungsflächen ausgewählt werden, die überprüft werden sollen.

Gleichzeitig wird unter Verwendung der Orthofotos der Feldvergleich vorbereitet.

Im Außendienst wird zuerst der Feldvergleich durchgeführt. Mit DGPS werden vorhandene Nutzungsarten überprüft und veränderte Nutzungsartengrenzen eingemessen. Als Ergebnis steht fest, welche Flächen aktuell der Bodenschätzung unterliegen. VSt, Grablöcher

und Besonderheiten werden ebenfalls mit DGPS aufgesucht, den Weg weist ein blinkendes Positionskreuz im GIS auf dem Feld-PC.

Im Zuge der Überprüfung der Altschätzung werden bei bestätigten Grablöchern die Titeldaten, die nicht schichtbezogenen Daten und die Schichtdaten nötigenfalls aktualisiert bzw. ergänzt.

Neue VSt, Grablöcher und Bohrpunkte kleinräumiger genauso wie flächendeckender Nachschätzungen werden mit DIBO erfasst.

In jedem Fall werden die Sachdaten der Bodenschätzung zusammen mit den Koordinaten gespeichert.

Die Informationen aus der Feldarbeit werden im GIS weiter verarbeitet. Soweit im Vorfeld noch nicht erfolgt, werden zu den neuen die bestätigten alten Bohrpunkte dazu digitalisiert. Ist die Bohrpunktebene vollständig, werden im GIS in einer weiteren Ebene die Klassenflächen, Klassenabschnitte und Sonderflächen gezeichnet, ebenfalls neu oder aus der Altschätzung übernommen. Abschließend werden auf der Grundlage der Sachdaten Texte erzeugt, wodurch das gewohnte Bild der Schätzungskarten entsteht.

Zur Erzeugung des neuen Feldschätzungsbuches werden die Klassenflächen- und Grablochinformationen aus dem GIS in FESCH eingelesen. Die Grablochbeschriebe kommen aus DIBO. Die Verknüpfung der Daten erfolgt über das Datenfeld Grablochnummer (GLNR).

Die vollständig bearbeiteten Projekte werden an die OFD zurückgegeben. Hier erfolgen verschiedene Kontrollen, um eine gleichbleibende Qualität in den Projekten sicherzustellen. Anschließend werden die Schätzungsurkarten und die Schätzungsbücher für die Offenlegung gedruckt und die Projekte später auf CD archiviert. Die Weitergabe der Schätzungsdaten an Dritte erfolgt ebenfalls durch die OFD.

#### 4.) Bereitstellung der Daten

Mit Abschluss der Bearbeitung liegen folgende Daten für die Gemarkung vor:

- sämtliche Bohrpunkte (nicht nur die beschriebenen Grablöcher) als Punktelemente im GIS mit zugehöriger Datenbank,
- die Begrenzungslinien der Klassenflächen, Klassenabschnitte, Sonderflächen sowie der Außengrenzen der Bodenschätzung (Außengrenzen der landwirtschaftlichen Nutzfläche) als Linienelemente, jeweils als eigene Objektart sowie die auf diese Weise gebildeten Schätzungsflächen als Flächenelemente mit zugehöriger Datenbank,
- veränderte Nutzungsartengrenzen innerhalb und am Rande der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Linienelemente ohne Datenbank,
- Textelemente zur Gestaltung der Schätzungskarten nach Thüringer Zeichenanweisung (ThürZeIA),
- die Schätzungsdaten im Format des bundeseinheitlichen elektronischen Feldschätzungsbuches.

Die GIS-Daten können als Vektordaten und / oder als Rasterdaten weitergegeben werden.

Geometrien und Sachdaten können im ARC-GENERATE- bzw. SHAPE-Format, nach ArcInfo oder ArcView sowie im DGN-Format nach Intergraph und Microstation ausge-

geben werden; reine Geometrien im DXF- bzw. MIF-Format.

Grundsätzlich können alle Vektordaten bei Bedarf als Raster ausgegeben werden. Mögliche Rasterformate sind JPEG, TIFF, GIF, PCX, CIT, BMP usw..

#### 5.) Stand der Digitalisierung

Die Feldschätzungskarten der Altschätzung liegen flächendeckend gescannt als Rasterdaten vor.

Von den Feldschätzungsbüchern der Altschätzung wurden bisher ca. 55 % in FESCH eingegeben.

Etwa 90 der 2706 Gemarkungen in Thüringen wurden bis heute als digitales Projekt in der oben dargestellten Weise fertiggestellt.

#### 6.) Nutzung digitaler Daten

Die Bodenschätzungsergebnisse sind sowohl nach dem Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) als auch nach dem Katastergesetz (ThürKatG) im Liegenschaftskataster nachzuweisen. Die Vorgehensweise bei der Übernahme digitaler Schätzungsdaten zur Erzeugung der Folie 042 wird derzeit zwischen OFD und Thüringer Landesvermessungsamt abgestimmt.

Wie vormals die analogen werden die digitalen Bodenschätzungsdaten von den Ämtern für Landentwicklung und Flurneuordnung als Grundlage für die Wertermittlung in Flurbereinigungsverfahren genutzt.

Die Landesanstalt für Umwelt und Geologie nutzt die Schätzungsdaten für die Erstellung von bodengeologischen Karten, Bodenkonzeptkarten und für die Bewertung von Bodenfunktionen auf der unteren Planungsebene. Gleichfalls werden digitale Bodenschätzungsdaten von Ingenieurbüros mit bodenbezogenen Aufgabenstellungen nachgefragt. Schließlich fordern zunehmend Landwirtschaftsbetriebe, die Verfahren der teilflächenspezifischen Bewirtschaftung anwenden, digitale Bodenschätzungsdaten als Grundlageninformation an.

#### 7.) Fazit

Bei der Aktualisierung der Bodenschätzung in Thüringen werden vollständige digitale Schätzungsdaten erzeugt, die den Vorgaben des Bodenschätzungsgesetzes entsprechen. Die Daten liegen nach bundeseinheitlichen Standards (FESCH, Folie 042) vor und können in verschiedenen nutzerspezifischen Formaten ausgegeben werden. Durch die bessere Verfügbarkeit und Verwertbarkeit der Bodenschätzung in digitaler Form wird diese noch stärker als bisher nachgefragt und angewendet.

#### 8.) Literatur

- Bundesministerium für Finanzen (...): Arbeitsanleitung Neues Feldschätzungsbuch. Bonn  
Oberfinanzdirektion Erfurt (1999): DIBO-Handbuch. Erfurt (unveröffentlicht)  
Oberfinanzdirektion Erfurt (2001): Fesch-Handbuch. Erfurt (unveröffentlicht)  
Rösch, A., Kurandt, F. (1991): Bodenschätzung. Carl Heymanns Verlag, Köln, Berlin, Bonn, München  
Topol Support Deutschland (2000): Topol-Handbuch. Göttingen

# Vergleich von Ergebnissen der Bodenfunktionsbewertung aus Daten der Bodenkarte 1:25.000 und der Bodenschätzung im Projektraum Bruchsal

Jörg Schneider<sup>1)</sup> und Bernd Murschel<sup>1)</sup>

## 1 Einleitung und Fragestellung

Die Bodenfunktionsbewertung ist ein zentrales Instrument des vorsorgenden Bodenschutzes. Lenkung der Bodennutzung in der Bauleitplanung sowie das Schutzgut Boden in der Eingriffs-Ausgleichsbetrachtung sind zwei der aktuellen Themen.

Mit dem Leitfaden „Bewertung von Böden nach Ihrer Leistungsfähigkeit“ Heft 31 (UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG, 1995) liegt ein praxisnaher und zugleich fachlich umfassender Bewertungsansatz für Bodenfunktionen vor. Mit Blick auf die heterogene Verfügbarkeit von Bodendaten ermöglicht Heft 31 die Bodenfunktionsbewertung auf unterschiedlichen Datenbasen. Eingangsdaten können die Bodenkarte 1:25.000 (BK25) des Landesamtes für Geologie, Rohstoffe und Bergbau (LGRB), die Bodenschätzung (BSK) sowie Kartierdaten sein. In der Praxis orientiert sich die Wahl der Datenquelle v.a. an deren Verfügbarkeit sowie an der geforderten Aussagekraft.

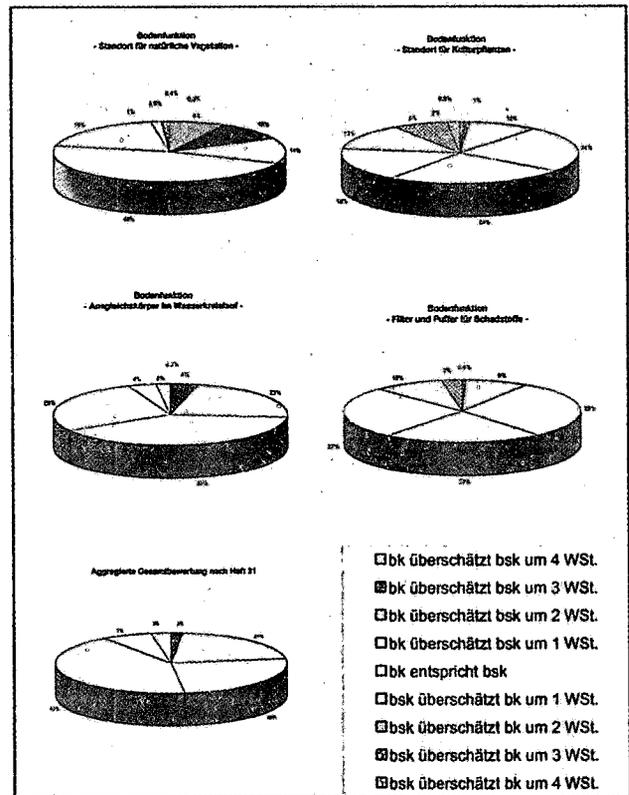
Eine Reihe von Praxisanwendungen, u.a. auch im Projektraum Bruchsal (MURSCHEL, 2001), zeigen, dass die Ergebnisse der Bodenfunktionsbewertung nach Heft 31 auf den Bewertungsgrundlagen BK25 und BSK teils erheblich voneinander abweichen. Unterschiede treten sowohl bei den Einzelfunktionen, als auch bei der Gesamtbewertung auf (Abbildung 1).

Räumlich liegen die größten Abweichungen im Bereich der Rhein-Niederterrasse und im Nordosten der Gemarkung im Naturraum Kraichgau, wo die Verwitterungslehme von Muschelkalk und Keuper nur eine geringe Lössüberdeckung tragen. Im südöstlichen Teil der Gemarkung, wo die Lössüberdeckung mächtiger ist, sind die Abweichungen zwischen den beiden Bewertungsvarianten geringer (Karte 1).

Die Ursachen dieser Abweichungen sollen hier näher dargestellt werden.

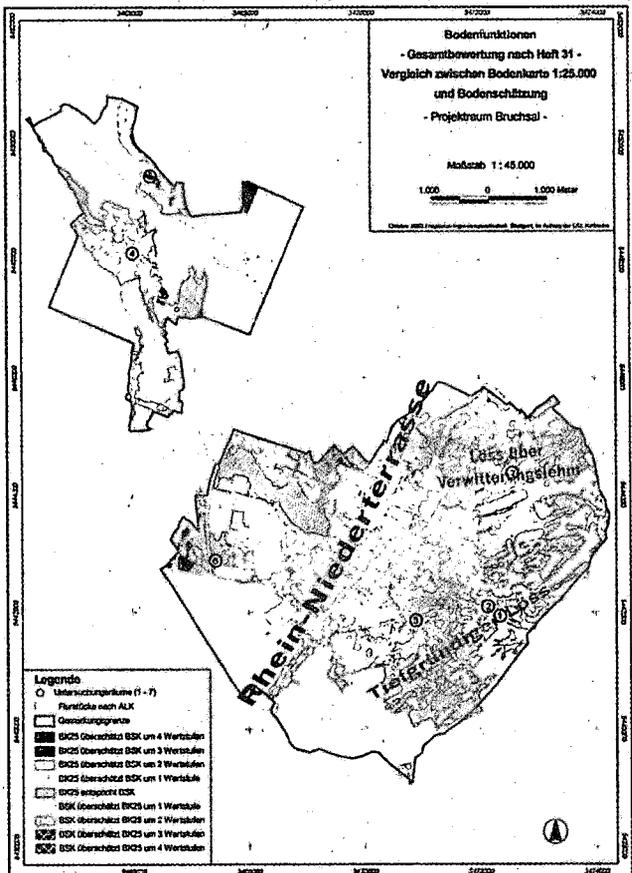
## 2 Methodik

Anhand von Voruntersuchungen wurden 7 Bereiche für nähere Betrachtungen ausgewählt (Karte 1) und nach bodenkundlicher Kartieranleitung (AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN, 1994) kartiert. Darüber hinaus wurden am Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Freiburg (LGRB) die Bohrpunktarten der betreffenden Flächen ausgewertet. Die Bodenfunktionsbewertung der Kartieraufnahmen wurde mit dem Bewertungsprogramm BoBeS (LFU, 1997; CLEMENS 1997) nach Heft 31 durchgeführt. Abschließend erfolgte ein Vergleich mit den Bewertungsergebnissen nach Bodenschätzung (WERKBÜRO, 2000) sowie der betreffenden Kartiereinheiten der BK25.



WSt.=Wertstufe

Abb. 1: Flächenanteile der Wertstufenunterschiede BK25-BSK bei den Einzelfunktionen und der Gesamtbewertung



Karte 1: Bodenfunktions - Gesamtbewertung nach Heft 31 - Vergleich zwischen BK 25 und Bodenschätzung

## 3 Ergebnisse

Die Auswertung der Bewertungsergebnisse nach Kartierung zeigt bei den Einzelfunktionen, dass in 14 von 28 möglichen Fällen (7 Standorte je 4 Funktionen) die Bewertungsstufe der jeweiligen Kartiereinheit nach BK25

<sup>1)</sup> regioplus-Ingenieurgesellschaft,  
Wollgrasweg 49, 70599 Stuttgart,  
fon 0711/451017-292, fax 0711/451017-293  
eMail: joe.schnei@t-online.de  
info@murschel.de

getroffen wird, wobei für die Funktion ‚Filter und Puffer‘ (FIP) an 6 Standorten Übereinstimmung erzielt wird. Die Wertstufen für ‚Ausgleichskörper im Wasserkreislauf‘ (WAS) stimmen an 3 Kartierpunkten, für ‚Standort für natürliche Vegetation‘ (NV) und ‚Standort für Kulturpflanzen‘ (KP) jeweils an 2 Punkten mit der BK25-Bewertung überein (Tabellen 1 und 2).

Mit den Ergebnissen der Bodenschätzung wird dagegen ‚nur‘ in 3 Fällen Übereinstimmung erzielt. An Standort 6 stimmt die Bewertung hinsichtlich der Funktion ‚Ausgleichskörper im Wasserkreislauf‘ bei allen drei Datenquellen überein.

Der Vergleich der untersuchten Standorte ergibt, dass an Standort 6 in allen 4 Bodenfunktionen die BK25-Werte durch die Kartierung bestätigt werden und an Standort 2 für 3 Funktionen dies erreicht wird. Standort 3 und 4 zeigen noch für 2 Funktionen Übereinstimmung, an den übrigen Standorten finden sich für jeweils eine Funktion die übereinstimmende Wertstufen zwischen BK25 und Kartierung.

#### 4 Diskussion und Schlussfolgerung

Die Bodenkarte 1:25.000 (BK25) und die Bodenschätzung (BSK) unterscheiden sich sowohl in der Aufnahmemethodik als auch in der räumlichen Auflösung. Die BK25 repräsentiert auf der Gemarkungsfläche von Bruchsal ca. 300-400 Bohrpunkte und fasst sie in Bodenformengruppen und Kartiereinheiten zusammen. Diese räumliche Aggregation bedingt, dass, entsprechend der natürlichen Vielfalt, Kartiereinheiten mit teils hoher ‚innerer Heterogenität‘ entstehen (siehe Tabelle 3).

Trotz vergleichbarer Erhebungsmethodik von Kartieraufnahmen und BK25 ergibt sich ‚nur‘ in 14 von 28 möglichen Fällen eine Übereinstimmung in der Bodenfunktionsbewertung, was auf die ‚innere Heterogenität‘ zurückgeführt werden kann. Maßstabsbedingt ist diese Aggregation erforderlich, sie limitiert gleichzeitig die Aussage-schärfe der BK25.

Die Bodenschätzung liegt mit ca. 2.300 Bohrpunkten auf der Gemarkungsfläche vor und liefert somit ein räumlich hoch aufgelöstes Bild der Bodenverbreitung.

Beim Vergleich zwischen Kartierung und Bodenschätzung werden 3 Übereinstimmungen in der Bodenfunktionsbewertung erreicht. Hier sind die Gründe für die geringe Übereinstimmung in der unterschiedlichen Aufnahmemethodik der Bodenschätzung (v.a. Bodenart und Aufnahmetiefe) sowie der Bewertungsmethodik nach Heft 31 zu suchen.

In die Bewertungsmatrix nach Heft 31 gehen das Klassenzeichen und die Wertzahlen ein. Im Gegensatz zu Kartierung und BK25-Aufnahme sind diese Eingangsdaten über die Tiefe des Grablochs aggregiert und nicht horizontbezogen.

Deutlich wird dies im Untersuchungsgebiet an den Böden mit Schichtwechsell. Während beim tiefgründigen, homogenen Lössprofil die horizontweise Betrachtung nach BK25 ähnliche Ergebnisse erzielt wie die aggregierende nach Bodenschätzung, bildet das Klassenzeichen die geschichteten Profile der Niederterrasse und lössüberdeckten Verwitterungsböden nicht differenziert genug ab.

Ziel bei der Bodenfunktionsbewertung sollte sein, auch mit den Daten der Bodenschätzung zu mit Kartierdaten vergleichbaren Ergebnissen zu kommen. Die vorliegenden

Untersuchungen zeigen Ansatzpunkte für eine Überarbeitung und Anpassung der Bodenfunktionsbewertung auf.

Tab. 1: Anzahl der Übereinstimmungen der Bewertung nach Bodenfunktion

Bodenfunktion	Übereinstimmung			
	kart=bk	kart=bsk	bk=bsk	kart=bk=bsk
NV	2	-	-	-
KP	2	2	-	-
WAS	3	-	1	1
FIP	6	1	-	-
Summe	13	3	1	1

Tab. 2: Anzahl der Übereinstimmungen der Bewertung nach Standort

Standort	Übereinstimmung			
	kart=bk	kart=bsk	bk=bsk	kart=bk=bsk
1	1	1	-	-
2	3	1	-	-
3	2	1	-	-
4	2	-	-	-
5	1	-	-	-
6	3	-	-	1
7	1	-	1	-
Summe	13	3	1	1

Tab. 3: Einzelfunktionsbewertung am Beispiel der Bodengenetischen Einheiten der Kartiereinheit 7, BK-Blatt 6817 mit Streumaßen

BK 25	Kartier-einheit (KE)	B.formen-gruppe (BFG)	Bodengene-tische Einheit (BGE)	Bodenfunktionsbewertung			
				NV	KP	WAS	FIP
6817	7	1	1	4	1	2	3
6817	7	1	2	5	1	5	3
6817	7	1	3	4	1	5	3
6817	7	1	4	3	2	3	3
6817	7	1	5	3	2	3	4
6817	7	2	1	2	5	3	3
6817	7	2	2	2	5	3	3
6817	7	2	3	2	5	5	3
6817	7	2	4	2	5	5	3
6817	7	3	1	4	1	2	3
6817	7	3	2	2	5	3	3
6817	7	3	3	1	5	2	5
6817	7	3	4	2	5	2	4
6817	7	3	5	2	5	3	4
			Minimum	1	1	2	3
			Maximum	5	5	5	5
			Mittelwert	2,7	3,4	3,3	3,4
			Std.abw.	1,1	1,9	1,2	0,6

KE 7 – Auengley aus 4-8 dm schluffig-sandigem, schluffig-tonigem und sandig-tonigem Lehm über lehmigem Sand und Sand, teils mit Zwischenlagen aus lehmigem Ton, teils mit lehmig schluffiger Auflage; Auengley-Brauner Auenboden, Brauner Auenboden-Auengley und Auengley meist aus lehmigem Sand und sandigem Lehm über sandig-tonigem Lehm auf lehmigem Sand und Sand.

#### 5 Literatur

AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. (KA4), E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

CLEMENS ET AL. (1997): Fachinformationssystem Bodenschutz Modul Bodenbewertungssystem BoBeS. Mitteilungen Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 85, Seite 1119-1122.

LFU BADEN-WÜRTTEMBERG (1997): BoBeS Bodenbewertungssystem, EDV-Programm, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Ref.22 Bodenschutz.

MURSCHEL (2001): Vergleich der Bodenbewertung auf Grundlage der Bodenkarten und der Bodenschätzung in Teilräumen der Stadt Bruchsal, i.A. LfU Baden-Württemberg, Projektbericht unveröffentlicht.

UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Heft 31 der Reihe Luft-Boden-Abfall.

WERKBÜRO FÜR BODEN UND BODENSCHUTZ (2000): Pilotprojekt „Digitalisierung von Bodenschätzungskarten Stadt Bruchsal und Gemrk. Bretten“, i.A. Landratsamt Karlsruhe, Umweltamt, Projektbericht unveröffentlicht.

# Landesweite Digitalisierung der Bodenschätzungsdaten Schleswig-Holsteins

Wiegmann, S., Reiche, E.-W. & Kneib, W. D.

## 1 Ausgangssituation

Die (Reichs-) Bodenschätzung (RBS) stellt für Schleswig-Holstein zurzeit den einzigen flächendeckend vorhandenen bodenkundlichen Datenbestand dar. Lediglich diese Daten können daher eine landesweite Planungs- und Beurteilungsgrundlage bilden. Bereits Mitte der 80er Jahre wurden durch CORDSEN (1993) und Siem die Bodenschätzungsdaten für die Erstellung der Stadtbodenkarte Kiel verwendet. Neben der analogen war damals bereits eine teilautomatisierte Auswertung möglich, die ihre Anwendung in Konzeptkarten fand. Seit 1997 wird das Programm BOSSA SH<sup>®</sup> für eine automatisierte Übersetzung sowie eine landschaftsplanbezogene Auswertung eingesetzt. Bisher hemmte jedoch die mangelnde Datenverfügbarkeit eine großräumige Methodenentwicklung, da die Beschreibungen der 434.000 Grablöcher sowie die dazugehörigen Geometrien nur analog vorlagen.

um für Umwelt, Natur und Forsten Schleswig-Holstein (heute Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft) 2002, den gesamten Datenbestand digitalisieren zu lassen. Nach Erstellung eines Konzepts, das neben einer Förderung durch die Bundesagentur für Arbeit als Strukturanpassungsmaßnahme (SAM) eine Kooperation mit den schleswig-holsteinischen Finanzbehörden, eine parallele Digitalisierung der Geometrien der Schätzungskarten durch die Katasterämter sowie eine ständige Qualitätskontrolle durch das Landesamt für Natur und Umwelt (LANU) vorsah (Abb. 1), erfolgte eine europaweite Ausschreibung.

Auftragnehmer wurde die ARGE DIG-FESCH der Dr. Kneib & Dr. Reiche GbR, die am 01.07.2002 mit der Durchführung begann.

## 3 Anforderungen

Gefordert wurde eine vollständige Erfassung der Grablochbeschreibungen, d. h. nicht nur die bestimmenden Grablöcher, sondern auch die mitlaufenden, die Sonderflächen und die Bemerkungen. Außerdem galt dies sowohl für die aktuelle wie für die Urversion. Sämtliche Daten waren in der Originalnomenklatur aufzunehmen. Die Fehlerquote durfte bei maximal 5 % liegen, was maximal einen Fehler in jedem 200. Grablochbeschreibung bedeutete. Der Datenbestand musste innerhalb von zwei Jahren komplett digitalisiert und überprüft vorliegen. Abschließend hatte eine Transformation ins FESCH-Format zu erfolgen.

## 4 Umsetzung

### 4.1 Datenerfassung

Nach der Zuordnung der ursprünglichen Gemarkungsnummern erfolgt zunächst das Digitalfotografieren der Feldschätzungsbuchseiten sowie

der Seiten aus den Acker- und Grünlandschätzungsbüchern zur gesonderten Archivierung. Anschließend werden die Fotos der Feldschätzungsbuchseiten mittels des Programms DiFKo<sup>®</sup> in die zukünftige Datenbank eingebunden und gleichzeitig die jeweils für die gesamte Seite geltenden Daten wie Gemeinde, Gemarkung, Flur, Tagesabschnitt, Schätzungsdatum und bereits die Nummern der vorhandenen Grablöcher

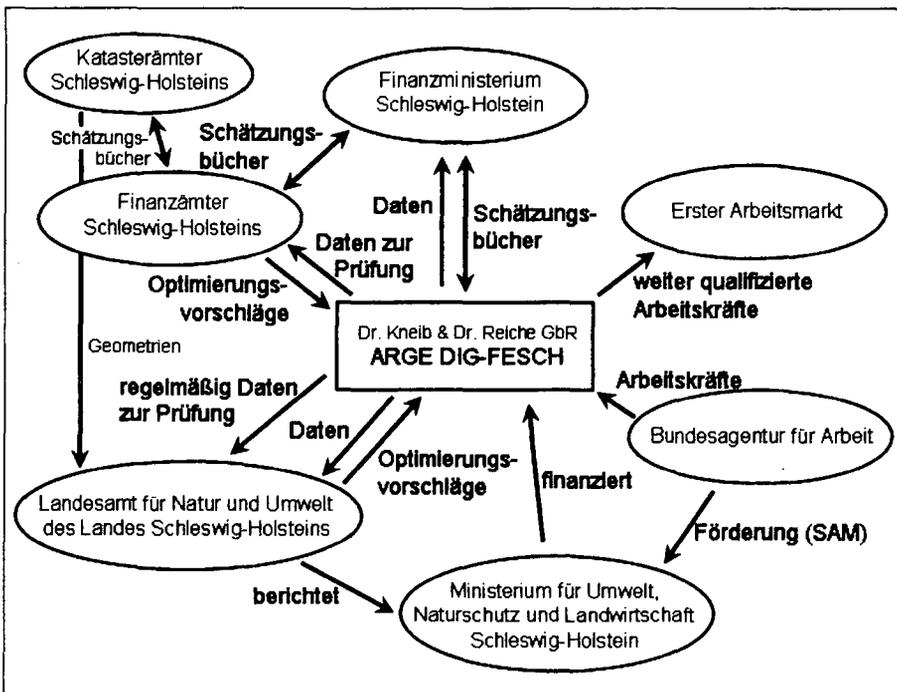


Abb. 1: Projektkonzept zur RBS-Digitalisierung

## 2 Projektkonzept

Um die Daten der RBS zukünftig umfassender nutzen zu können, entschloss sich das Ministeri-

Dr. Kneib und Dr. Reiche GbR  
- ARGE DIG-FESCH -  
Wischhofstr. 1 – 3, Geb D 5  
24148 Kiel

erfasst. Die so erzeugten Datensätze werden zwecks Doppelerfassung an zwei Datentypisten/innen unterschiedlicher Arbeitsgruppen weitergegeben, um systematischen Fehlern vorzubeugen. Das verwendete Eingabeprogramm DiFGra<sup>©</sup> basiert auf einer Vorlage des LANU SH, die sukzessive erweitert wurde. Es ermöglicht durch Darstellung des Digitalfotos im geteilten Bildschirm eine Eingabe der Originaldaten direkt vom Bildschirm auf den Bildschirm. Diese Methode hat sich als augenschonend und gleichzeitig zeitsparend erwiesen. Lediglich die Zusätze aus den Acker- und Grünlandbüchern müssen direkt vom Papier ergänzt werden. Der Arbeitsschritt endet mit der gegenseitigen Kontrolle der Datensätze mit dem Teampartner.

#### **4.2 Die Datentypisten/innen**

Aufgrund der Komplexität der Daten sowie u. U. schwieriger Handschriften der Bodenschätzer sind bodenkundliche Grundkenntnisse unerlässlich. Entsprechend umfangreich sind die Mitarbeiter zu schulen.

#### **4.3 Datenkontrolle**

Um den Qualitätsansprüchen gerecht zu werden, ist eine abschließende Eingabekontrolle notwendig, die von einem auf die Bodenschätzung spezialisierten Diplom-Agraringenieur betreut wird. Dabei ermöglicht die durchgeführte Doppeleingabe einen automatisierten Abgleich der beiden Datensätze. Zu diesem Zweck werden die beiden Datensätze parallel in das Datenbankprogramm DiFDB<sup>©</sup> geladen, in dessen Bildschirmmaske Unterschiede farblich hervorgehoben werden. Dies erleichtert und beschleunigt die Kontrolle. Zusätzlich werden stichprobenartig alle Daten eines Grablochs kontrolliert.

Abschließend werden die kontrollierten Daten in einer Datenbank zusammengeführt, in der Plausibilitätsprüfung und Generalisierungen (z. B. NMo statt NiMo) möglich sind. Aus diesem Bestand werden regelmäßig Daten zur Kontrolle und Abnahme an das LANU SH gegeben. Außerdem erhalten die Finanzämter Daten zum Testen der Transformation.

#### **4.4 Endabgabe**

Während der Endphase des Projekts erfolgt eine inhaltliche und strukturelle Anpassung der Datenbank entsprechend der Wünsche des Auftraggebers. Darüber hinaus wird das angewendete Transformationsprogramm optimiert. Die endkorrigierten Daten werden an das LANU SH

sowohl im Original als auch mittels BOSSA SH<sup>©</sup> in bodenwissenschaftliche Norm transformiert abgegeben. Das Finanzministerium Schleswig-Holstein erhält die Daten im durch FTRANS<sup>©</sup> transformierten FESCH-Format.

#### **5 Transformation mit FTRANS<sup>©</sup>**

Das Programm wandelt das Klassenzeichen in Bodenart, Zustandsstufe, bei Acker in Entstehungsart sowie bei Grünland in Klima- und Feuchtestufe um. Zusätzlich werden die horizontkennzeichnenden Merkmale in Humus-, Kalk- und Eisengehalte, Farbe, Bodenfeuchte, Haupt- und Nebenbodenart, Tiefenangabe, scharfen Horizontwechsel und sonstige Merkmale aufgeteilt und inhaltlich sortiert. Die formale Aufbereitung erfolgt gemäß FESCH-Eingaberichtlinien. So werden z. B. Von-bis-Angaben auf zwei Zeilen verteilt. Abschließend wird die bodenkundliche Horizontbezeichnung zugewiesen.

#### **6 Erfassungsstand**

Es wurden bereits 2259 der insgesamt 2261 schleswig-holsteinischen Gemarkungen erfasst. Das entspricht 99,9 %. In die Datenbank wurden bisher 62.352 Digitalfotos von Feldschätzungsbuchseiten integriert. Darüber hinaus wurden 47.453 digitale Bilder der Acker- und Grünland-schätzungsbücher archiviert. Derzeit liegt der Bearbeitungsschwerpunkt des Projekts auf der Endkontrolle der Datensätze.

#### **7 Zusammenfassung und Ausblick**

Die komplette digitale Übernahme der Bodenschätzungsdaten Schleswig-Holsteins wird fristgerecht am 30.06.2004 abgeschlossen sein. Zusätzlich werden dann insgesamt knapp 110.000 Digitalfotos der Urdaten von Feld-, Acker- und Grünland-schätzungsbüchern in die Datenbank integriert bzw. archiviert sein. Der vollständige Datenbestand liegt in einer Qualität vor, die eine Fehlerquote von < 5 % garantiert. Die Daten aus diesem Bestand können sowohl im Ursprungsformat als auch im FESCH-Format oder in der Sprache der wissenschaftlichen Bodenkunde ausgegeben werden.

#### **Literatur:**

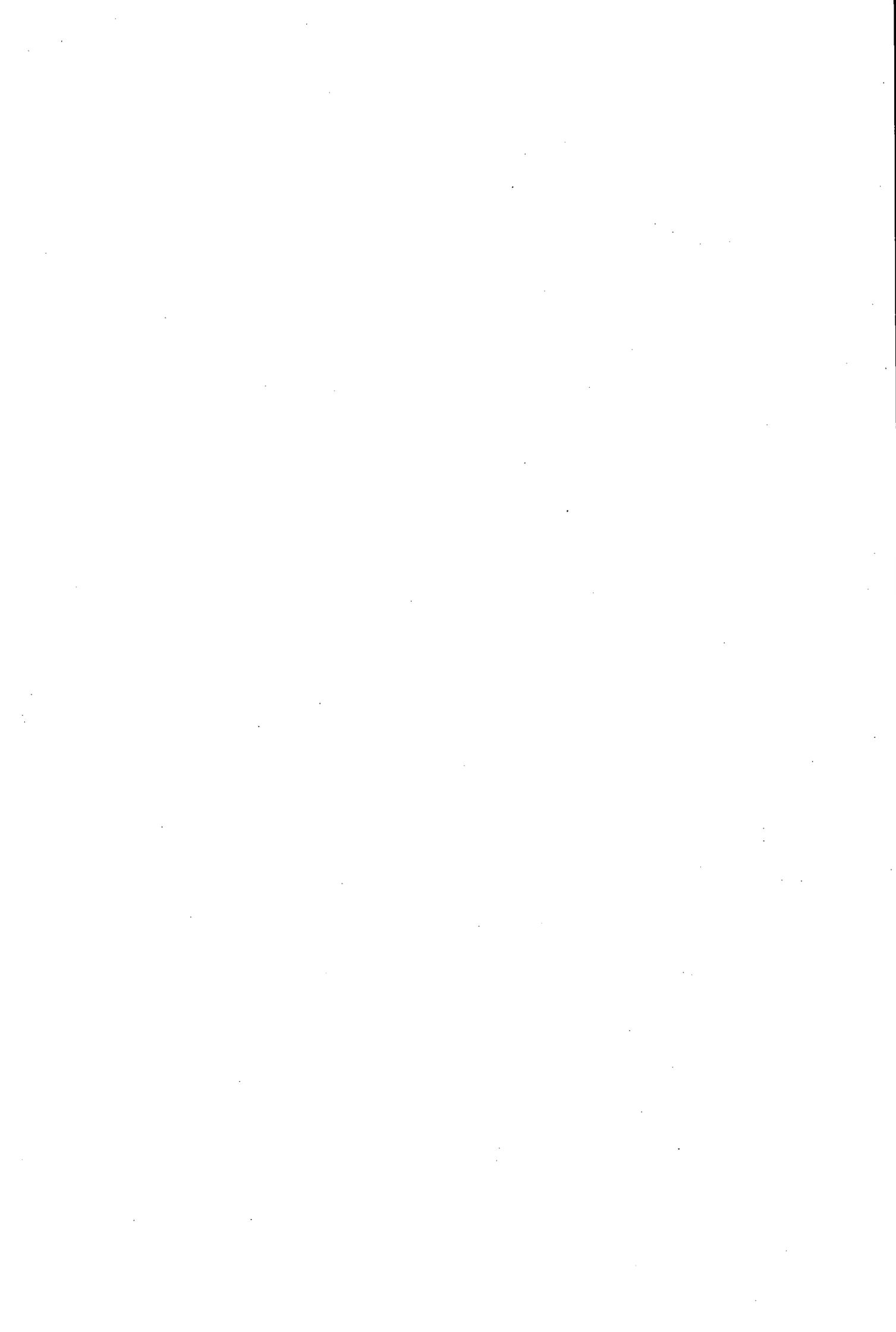
CORDBSEN, E. (1993): Böden des Kieler Raumes. Untersuchungen der Böden natürlicher Lithogenese unter Verwendung EDV-gestützt ausgewerteter Daten der Bodenschätzung. Schriftenr. Institut f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde Universität Kiel (Bd. 25, S. 1 - 255).

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

**Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**  
**Deutsch-Polnischer-Workshop**  
**05. September 2003 in Slubice**

Band 103

2004



## Die Vorbereitung des EU- Beitritts unter agrarpolitischen Rahmenbedingungen

Joachim Domeratzky

Der Beitritt Polens zur Europäischen Union bedeutet die umfassende Einbindung in das institutionelle, politische, rechtliche und ökonomische Gefüge der EU auf der Basis des bestehenden „acquis communautaire“. Zu diesem Vorgang gehört – aus rechtlicher Sicht –, die Übernahme und Anwendung der Gesamtheit der europäischen Gesetzgebung. Die schrittweise Anpassung der nationalen Vorschriften und Normen an das geltende EU-Recht – und dabei handelt es sich um einen zentralen Bestandteil des „acquis“ – ist eine gewaltige Aufgabe. Vielfach gilt es dabei, Widerstände einzelner Interessengruppen zu überwinden und immer wieder schwierige Überzeugungsarbeit zu leisten.

Das ist aber jeweils nur der erste Schritt. Mit dem Erlass von Gesetzen und Verordnungen allein ist es nicht getan. Gerade die agrarrechtlichen Instrumente und Leistungen der EU können nur dann ihren Nutzen entfalten, wenn sie in der täglichen Praxis angewendet und vollzogen werden. Ich unterstreiche das hier nicht, um der Bürokratie zu huldigen. Der Aufbau der notwendigen Verwaltungsstrukturen ist vielmehr eine unerlässliche Aufgabe, um Preisgarantien, ländliche Entwicklungshilfen oder Direktzahlungen realisieren zu können. Polen muss diese Aufgaben schon vor dem offiziellen Beitritt bewältigen.

Als langjähriger Verwaltungsmensch und Twinning „Macher“ in Slowenien, Ungarn, Polen und Lettland weiß ich, dass die Schaffung einer gut trainierten administrativen Infrastruktur Zeit und Mühe kostet. „Weiß Gott!“ Polen hat das am Beispiel des SAPARD-Instrumentes erlebt. Manch einer unter Ihnen mag sich bisweilen über die Vielfalt der Audit- und Kontrollanforderungen „aus Brüssel“ gewundert oder geärgert haben. Die Erfahrung lehrt jedoch eines: Jede Nachlässigkeit im Umgang mit öffentlichen Geldern rächt sich früher oder später. So gesehen, sind die polnischen Anstrengungen zum Aufbau einer leistungsfähigen und zuverlässigen SAPARD-Verwaltung eine Investition in die Zukunft. Auch wenn es länger gedauert hat als erwartet, um SAPARD zum Laufen zu bringen: Die Erfahrungen, die beim Aufbau von SAPARD gewonnen wurden, werden sich beim Vollzug der gemeinsamen Agrarpolitik und vor allem der Politik der ländlichen Entwicklung nach dem Beitritt auszahlen.

Damit kann man nicht sagen, dass die polnische SAPARD-Verwaltung schon ihren Idealzustand erreicht hätte. Und es gibt gewisse Anzeichen dafür, dass das SAPARD- Management durchaus noch

unbürokratischer und flexibler gestaltet werden könnte. Hierbei denke ich besonders auch an Effekte einer stärkeren Dezentralisierung. Es bleibt also noch ausreichend Raum für Verbesserungen. Dieser Spielraum muss auch genutzt werden, denn nur dann wird SAPARD seinen Beitrag zur Heranführung des polnischen Agrarsektors an die in der EU geltenden Standards in vollem Umfang leisten können. Für SAPARD stehen in Polen jährlich rund 170 Mio € an EU-Mitteln bereit. Gemessen an früheren Erweiterungsrounds, in denen Vorbeitritts-hilfen noch völlig unbekannt waren, ist das ein durchaus stattlicher Betrag.

An dieser Stelle möchte ich nicht übergehen, dass nach meiner Kenntnis die EU- Kommission der Aufbau des polnischen Verwaltungs- und Kontrollsystems zur Anwendung der Direktzahlungen nach wie vor mit Sorge erfüllt. Ohne dass dieses System wirklich funktioniert, ist aber an die Auszahlung der gemeinschaftlichen Direktzahlungen nicht zu denken. Die unerfreulichen Vorgänge, die im vergangenen Jahr dazu geführt haben, dass bereitgestellte PHARE-Mittel der EU gestoppt und z.T. zurückgefordert werden mussten, dürfen sich auf keinen Fall wiederholen.

In diesem Zusammenhang ein Wort zum sog. vereinfachten System zur Durchführung der Direktzahlungen: Ich will nicht verhehlen, dass mich die eher zurückhaltende Reaktion Polens auf dieses Angebot ein wenig überrascht hat. Mit dem vereinfachten System gehen nämlich erhebliche administrative Erleichterungen einher. Das gilt vor allem im Hinblick auf die Tierprämien, aber auch für die Flächenerfassung und -kontrolle.

In den Beitrittsverhandlungen hat die Frage der Direktzahlungen von Anfang an eine zentrale Stellung eingenommen. Das mag auf den ersten Blick verständlich sein, hat jedoch aus meiner Sicht auch zu einer schädlichen Verengung der Debatte geführt. Zunächst einmal hat die EU- Kommission, wie ich finde, ihren Vorschlag einer schrittweisen Einführung der Direktzahlungen durchaus überzeugend begründet.

Die Polen wissen daher besser als andere über die Defizite und Produktivitätsprobleme in großen Teilen des polnischen Agrarsektors Bescheid. Da werden Sie nicht bestreiten können, dass die polnische Landwirtschaft in erster Linie nicht struktur-erhaltende Einkommensbeihilfen benötigt, sondern vor allem Mittel zur Modernisierung und Restrukturierung. Aus diesem Grund bietet die EU ein Paket an Mitteln und Maßnahmen der ländlichen Entwicklung an. Danach dürften allein aus der Abteilung Garantie des Europäischen Agrarfonds in den Jahren 2004 bis 2006 jährlich mehr als 800 Mio € zur Verfügung stehen, um die polnische Landwirtschaft im Sinne eines nachhaltigen und

wettbewerbsfähigen Agrarsektors weiterzuentwickeln. Dazu kommen zusätzliche Gelder aus der Abteilung Ausrichtung. Deren Höhe hängt jedoch wesentlich davon ab, welchen Stellenwert Polen selber der ländlichen Entwicklung bei der Aufstellung der Ziel-1-Programme einräumen wird. Mein Ratschlag dazu ist eindeutig: Angesichts der Probleme, denen sich die ländlichen Räume in Polen gegenüber sehen, sollte die Politik der ländlichen Entwicklung höchste Priorität genießen.

Angesichts der großen Bedeutung, die der ländlichen Entwicklung in Polen zukommt, wundert es mich besonders, dass versucht wurde, die Agrarumweltmaßnahmen aus dem Maßnahmen-spektrum von SAPARD herauszunehmen. Ich halte das für eine völlig falsche Weichenstellung. Gerade die polnische Landwirtschaft ist ja, worauf immer wieder hingewiesen wird, mit eher geringen Umweltbelastungen verbunden. Da erstaunt es schon, wenn die gemeinschaftliche Förderung umwelt-relevanter Maßnahmen keinen entsprechenden Vorrang bekommt, sondern vielmehr der völlige Rückzug angetreten werden sollte. Glücklicherweise konnte das auf Druck der EU-Kommission wieder gerade gebogen werden.

Gegenwärtig diskutiert man in der EU die Umsetzung der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik. Die Reformmaßnahmen zielen darauf ab, die Nachhaltigkeit der europäischen Landwirtschaft zu stärken und die Agrarpolitik entsprechend weiterzuentwickeln. Dabei geht es um drei zentrale Eckpunkte:

- 1. Zunächst soll die Wettbewerbsfähigkeit des europäischen Agrarsektors dadurch gestärkt werden, dass den Interventionsmaßnahmen nur noch der Charakter eines Sicherheitsnetzes zukommt.
- 2. soll die Marktorientierung und Nachhaltigkeit unserer Landwirtschaft gefördert werden. Zu diesem Zweck soll die Einkommensstützung von der Erzeugung (vollständig oder zum Teil) abgekoppelt und von der Erfüllung von Umwelt-, Tierschutz- und Qualitätsstandards abhängig gemacht werden.
- 3. Schließlich soll die ländliche Entwicklung dadurch gestärkt werden, dass Gelder aus der Marktpolitik in die ländliche Entwicklung umgeleitet werden. Die dabei anfallenden Ersparnisse sollen dann für zusätzliche Maßnahmen der ländlichen Entwicklung ausgegeben werden.

Die mit der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik vorgeschlagenen Maßnahmen werden auch die Einbindung Polens und der anderen neuen

Mitgliedstaaten in die gemeinsame europäische Agrarpolitik erleichtern.

- Sofern die EU gegenwärtig noch mit Marktungleichgewichten zu kämpfen hat, werden die geplanten Änderungen der Marktorganisationen dazu beitragen, die Probleme noch vor dem Beitritt anzupacken.
- Die Entkopplung der Einkommensstützung wird auch in den neuen Mitgliedstaaten die Marktorientierung des Agrarsektors stärken. Dazu kommen auch dort die positiven Wirkungen der vereinfachten weil entkoppelten neuen Stützungsregelung.
- Weiter soll die dynamische Modulation in den neuen Mitgliedstaaten erst dann greifen, wenn die entsprechende Höhe der EU-Einkommens-beihilfen erreicht ist.
- Schließlich werden die Neuerungen im Bereich der ländlichen Entwicklung dazu beitragen, die in der EU geltenden Standards für Nahrungsmittelsicherheit und Lebensmittelqualität leichter umzusetzen.

Dass sich die Diskussionen über die Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik zeitlich mit der Schlussphase der Beitrittsverhandlungen überschneiden haben, ist für die Europäische Union kein neues Phänomen. Auch in früheren Erweiterungs-runden hat sich die gemeinsame Agrarpolitik während des Beitrittsprozesses fortentwickelt, ohne die anstehenden Beitritte zu verzögern oder gar zu verhindern. Wichtig war und ist allerdings, auf eine strikte Trennung beider Abläufe zu achten, um gegenseitige Verknüpfungen und daraus folgende Verzögerungen zu vermeiden.

Anschrift:

Dr. Joachim Domeratzky

Vertretung des Landes Brandenburg bei der EU

Rue P. E. Devroye 47

B- 1040 Brüssel, Belgien

## **Landnutzung und EU – Welche Fördermöglichkeiten gibt es?**

Hans-Peter Piorr\*

Im Jahr 2004 wird Polen Mitglied in der Europäischen Union. In mehreren Abkommen wurden die Voraussetzungen zum EU-Beitritt geschaffen. Hinsichtlich der Landwirtschaft interessieren vorrangig die heutige Ausgangssituation im Vergleich zu den anderen EU-Mitgliedsstaaten, die Instrumente, mit denen der zwangsläufige Wandel der Landnutzung gestaltet werden können und die in der EU wachsenden Ansprüche an die Nachhaltigkeit der Landwirtschaft.

### **(1) Wie unterscheidet sich die Landwirtschaft in Polen von den anderen EU-Ländern?**

In drei wesentlichen Merkmalen unterscheidet sich die Landwirtschaft Polens von den bisherigen EU15-Mitgliedsländern. Es bestehen (i) teils hohe Produktivitätsunterschiede, die auf verschiedene Ursachen zurückzuführen sind. Aufgrund der landwirtschaftlichen Nutzfläche von 18,4 Mio. ha bringt Polen dennoch Überschüsse wie bei Raps mit 180.000 t und bei Winterroggen mit 5 Mio. t in die EU ein. (ii) Die Landwirtschaft gehört mit einem Anteil von 18,4 % landwirtschaftlich Beschäftigter zu einem der größten Arbeitgeber im Land. Nur ein kleiner Prozentsatz ist in größeren Betrieben beschäftigt. In Ost- und Südpolen überwiegen bäuerliche Kleinststrukturen, in denen 1,1 Mio. Betrieben auf 1 ha wirtschaften, weitere 740.000 Landwirte leben von durchschnittlich 10 ha Fläche. (iii) Die Anforderungen an die Qualitätsnormen, wie sie in den heutigen EU-Mitgliedsländern gegeben sind, werden in Polen noch nicht in dem notwendigen

---

FH Eberswalde, FB Landschaftsnutzung und Naturschutz, 16225 Eberswalde, Möllerstr. 1

Umfang erreicht. Verschiedene Ursachen lassen sich hierfür benennen, wobei die landwirtschaftliche Infrastruktur, aber auch das Informationsniveau in der Landwirtschaft eine große Rolle spielen.

### **(2) Welche Politikinstrumente stehen für die Landwirtschaft und den ländlichen Raum zur Verfügung?**

Betrachtet man die Steuerungsinstrumente, die die Anpassung der Landwirtschaft und des ländlichen Raumes in Polen an die EU der 15 Länder ermöglichen sollen, so sind diese im Wesentlichen auf folgende Ziele orientiert:

- die Umstrukturierung und Entwicklung der landwirtschaftlichen Betriebe, die dazu führen soll, ihre ökonomische Effektivität zu verbessern
- die Organisation des Absatzes (Aufkaufs) der Agrarprodukte, ihrer Lagerung und ihres Vertriebs
- die Entwicklung des Marketings der Agrarprodukte
- die Entwicklung und Modernisierung der privatisierten Verarbeitungsindustrie, auch unter Einbeziehung ausländischen Kapitals
- die Annäherung der Bestimmungen bezüglich Qualitäts- und Hygienestandards, darunter der veterinärmedizinischen Normen, an die in den Staaten der Europäischen Union gelten
- die räumliche Erschließung der Dörfer
- die Entwicklung des ländlichen Bauwesens
- die Modernisierung und den Ausbau der Infrastruktur des Dorfes, d.h. des Transports, der Straßen, der Wasserversorgung, der Kanalisation und der Telekommunikation
- die vielschichtige Entwicklung des Dorfes (Ort für Erholung, Touristik, Sport, Agrarverarbeitung).

Um diese Ziele zu erreichen und weitere Anpassungsschritte an die GAP zu ermöglichen können die polnische Administration und Landwirte auf Beihilfen zu-

rückgreifen, die schrittweise eingeführt werden:

#### **PHARE-Programme**

- (i) Förderung der Verwaltungsreform u. öffentlicher Institutionen
- (ii) 70 % der Mittel zur Investitionsförderung

#### **ISPA (Instrument for Structural Policies for Pre-Accession)**

- (iii) Umweltverbesserung
- (iv) Infrastrukturaufbau  
ca. 1.040 Mio € jährlich, zuständig DG Regional Policy

#### **SAPARD (Special Accession Programme for Agriculture and Rural Development)**

- (i) Anpassung des landwirtschaftlichen Sektors
- (ii) Förderung der ländlichen Entwicklung  
ca. 540 Mio € jährlich, zuständig DG Agri

Weiterhin stehen 4 Initiativen der EU zur Verfügung, die für die gesamte EU von Bedeutung sind:

**Interreg III** - Fördert die grenzüberschreitende und interregionale Zusammenarbeit.

**Urban II** - Unterstützt innovative Strategien, um Städte und Ballungszentren zu fördern.

**Leader+** - Bringt die Aktivitäten im ländlichen Raum zusammen, um neue lokale Strategien für die nachhaltige Entwicklung zu unterstützen.

**Equal** - Dient der Beseitigung von Faktoren, die zu Ungleichheit und Diskriminierung am Arbeitsmarkt führen.

### **(3) Welche Anforderungen werden aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes an die polnische Landwirtschaft gestellt werden?**

Angesichts der Entwicklungspotenziale der polnischen Landwirtschaft werden sich im Bereich der Produktivitätssteigerung die ersten sichtbaren Ergebnisse der Anpassung zeigen. Aber mittel- und langfristig wird die Entwicklung des ländlichen Raumes unter den Aspekten des Landschafts-, Natur- und Umweltschutzes ebenfalls einen hohen Stellenwert einnehmen. Welche Faktoren hierbei zu berücksichtigen sind, lässt sich heute schon an der Entwicklung der Agrar-Umwelt-Indikatoren ablesen. Mit Blick auf die WTO forciert die EU die Schaffung eines Rahmenwerkes, das künftig die Maßstäbe für eine umweltverträgliche Landwirtschaft markiert und messbar macht.

### **(4) Welche Ratschläge können unter diesen Bedingungen an die Landwirte in Polen gegeben werden?**

Grundsätzlich ist die betriebliche und regionale Entwicklung von der Qualität der Produkte und der einhergehenden Prozessqualität von der Erzeugung bis auf dem Tisch des Verbrauchers abhängig. Die Abkehr von der Mengenphilosophie hin zu hochqualitativen Produkten, die höhere Marktchancen haben, ist in den vergangenen Jahren mit den verschiedensten Anstrengungen um Qualitätssiegel und regionaler Vermarktung deutlich geworden. Die nächste Stufe wird der Einbezug der Prozessqualität sein, mit der die Umwelt- und Sozialleistungen bei Erzeugung, Verarbeitung, Lagerung und Vermarktung bewertet werden wird. Auch hier werden die Agrar-Umwelt-Indikatoren eine wichtige Rolle spielen. Nachhaltige Landwirtschaft wird somit auch unter den schwierigen Anpassungsbedingungen der polnischen Agrarstrukturen einen großen Raum einnehmen.

## Schaffung von grenzüberschreitenden Boden-Datenbanken

### - Stand, Zukunft und Probleme -

Gert H. Adler<sup>1</sup>, Olaf Düwel<sup>1</sup> & Rainer Baritz<sup>2</sup>

#### Einleitung

In den Mitteilungen der Kommission der Europäischen Gemeinschaften an den Rat, das Europäische Parlament, den Wirtschafts- und Sozialausschuss sowie an den Ausschuss der Regionen „Hin zu einer spezifischen Bodenschutzstrategie“ (KOM, 2002) steht das Umweltmedium Boden

- im engen Verbund mit den Medien Wasser und Luft,
- als Voraussetzung für menschliche Existenz,
- als Gedächtnis der Auswirkungen menschlicher Tätigkeit.

Es wird das Ziel verfolgt alle relevanten politischen Bereiche in Europa unter dem Dach der nachhaltigen Entwicklung zu integrieren. Die konkreten Bodenschutzaktivitäten der EU zielen deshalb auf die permanente Überwachung des vorsorgenden Ressourcen- und Verbraucherschutzes mit Hilfe einer verbesserten Informationsbasis über die Eigenschaften und die Verbreitung der Böden.

#### Arbeitsprinzip

Die politikorientierte Umweltberatung muss unter dem Nachhaltigkeitsaspekt (DPSIR-Rahmenkonzept) erfolgen und auf dem nachfolgenden Bündel an **Maßnahmen zum Schutz bzw. zur Nutzung der Böden** beruhen:

- **Einflussfaktoren/Antriebskräfte** (Driving – Landnutzungs-/Klimawandel,...)
- **Einflüsse/Ursachen** (Pressure – Landverbrauch, Stickstoffeintrag,...)
- **Zustände/Veränderungen** (State – Bodendegradation, z.B. Erosion,...)
- **Belastung/Folgewirkung** (Responses – Funktionsveränderung/-verlust,...)

Die zeitnahe Umsetzung einer spezifischen Bodenschutzstrategie erfordert, dass die bestehenden Systeme zur Sammlung von Bodendaten aus Bodenuntersuchungen (Profildaten als bodenkundliche Grunddaten), Überwachungssystemen (Daten zur Veränderung der Bodeneigenschaften) und Bodendatennetzen (EIONET, LUCAS,

Umweltinformationen der EEA, Flächennutzung Eurostat) einbezogen werden und parallel eine länderübergreifende Vergleichbarkeit der Bodendaten erreicht wird (Harmonisierung der Probennahme- und Untersuchungsverfahren – CEN/ISO).

#### Iststand

Beispielhaft bestehen derzeit folgende Probleme bei der Verfügbarkeit von Bodendaten in Europa:

**Einschränkungen beim Zugriff** auf Bodendaten (unterschiedliche Handhabung von Preisen, Copyrights, Nutzungsrechten und der Lizenzierung),

**Koordinierungsmängel beim Aufbau** von Bodendatenbeständen im grenzüberschreitenden Rahmen (mangelnde Abstimmung und Kooperation in Europa → Datenheterogenität in Bodenuntersuchungs- und -überwachungsdatenbanken),

**Datenmängel** aufgrund unzureichender Standards und Metadaten (heterogene, inkompatible und redundante Informationssysteme auf der nationalen Ebene),

**Datenlücken** aufgrund ungenügender Datenerhebung in den europäischen Ländern.

Folgende Bodendatenbanken werden derzeit im europäischen Rahmen vorgehalten bzw. weiterentwickelt:

- **Soil Geographical Database of Europe at Scale 1:1,000,000 (Vers. 3.2, 1998)** mit insgesamt 1.650 Soil Mapping Units (SMU), 5.306 Soil Typological Units (STU) mit standardisierten Profil- und Horizontdatensätzen (Soil Analytical Data),

- **Georeferenced Soil Database of Europe at Scale 1:250,000 (Vers. 1.0)** für grenzüberschreitende Pilot areas auf der Basis der Soil Regions Map of Europe at Scale 1:5,000,000 mit 175 Soil Regions. Abgrenzung und Beschreibung von Soil Bodies (STU) in einer Flächendatenbank.

#### Entwicklung

Folgende wichtige Perspektiven zur Bereitstellung von Bodendaten in Europa befinden sich unter dem Dach des European Soil Bureaus (ESB) in der Realisierungsphase:

- Europäisches Bodeninformationssystem EUSIS → **Integration und Erweiterung** der Soil Geographical Database of Europe at Scale 1:1,000,000 (Vers. 3.2, 1998) für weitere europäische Staaten und parallele Einbindung der Georeferenced Soil Database of Europe at Scale 1:250,000 (Vers. 1.0).
- **Datenvereinheitlichung** durch Erstellung eines koordinierten Rahmenwerks für bodenbezogene Raumdaten als minimale Konsens-

<sup>1</sup>Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe Hannover

<sup>2</sup>European Commission – Joint Research Centre, Ispra/Italy

basis der EU-Mitgliedsstaaten über INSPIRE (Infrastructure for Spatial Information in Europe)

- **Ergänzung der Bodendatenbasis** durch GMES (Global Monitoring for Environment and Security) als gemeinsame Initiative der Europäischen Kommission und der Europäischen Weltraumorganisation bei der
- Globalisierung nationaler Satellitensysteme,
- Verknüpfung von ENVISAT mit zusätzlichen Erdbeobachtungsdaten, Einbeziehung anderer Beobachtungssysteme.

## **Problems of soil protection within the area of north-western Poland**

### **Part I. Hazards for arable soils and their protection**

Adam Koćmit, Edward Niedźwiecki, Zdzisław Zabłocki, Małgorzata Roy

According to administrative division of Poland the Western Pomeranian Province is located within the area of north-western Poland. Prevailing soils of this area developed from glacial deposits are substantially differentiated with many respects: soil substrates, productivity, typology, water conditions, relief and land use. According to evaluation of quality of arable land in Poland proposed by Institute of Tillage, Fertilization and Soil Science (IUNG, 1981) the area of this province is valued in the range 62.9-70.4 points. Comparing the value of soils in other provinces of Poland (in the range 46.1-85.9 points), the quality of arable land within the area of Western Pomeranian Province is slightly higher than average. Therefore, this region has a substantial potential for agricultural production.

According to Main Statistical Office (GUS, 2002) the total area of this province amounted to 2 290 148 ha (100 %) and the arable land included of 50.3 % i.e. 1 152 466 ha of the total area. Among arable land the arable soils occupied 38.2 % of the area, orchards 0.3 %, green land 10.3 % and buildings 1.0 %.

As a result of our long - term studies the following problems connected with the usage of arable soils may be distinguished on the area of north-western Poland:

- reduction of the area transformed for purposes not connected with agriculture and forestry activity to prevent the significant decrease of arable land area,
- control of soil degradation under arable land i.e. the deterioration of their physical chemical and biological properties resulting from improper agro-technical activity, intensive orchard production or strong dewatering of organic soils,
- control of water and wind erosion on arable soils, and abrasion on the sea side belt, control of soil contamination by heavy metals.

Economic development of the country required the transformation of agricultural soils for other purposes which results in continuous reduction

of arable land. In year 2001 the area of arable land in the province decreased by 1 608 ha and 527 ha in 2002 year. These soils were transformed into (GUS, 2002): communication lines (28 ha), settlements (246 ha), industrial area (31 ha), mining area (4 ha), reservoirs (8 ha) and for other purposes (210 ha).

Every year a substantial area of the soils with lowest productivity are excluded from agricultural usage in last decade in Poland, mainly for afforestation. During the period 1990-2001 every year the average 17 600 ha of arable soils and waste land are afforested. This resulted in substantial decrease of the arable land area and simultaneously increased the forested area. Afforestation is the best form of protecting the soil productivity and the best way of their management and usage.

A separate problem is soil degradation caused by intensive agricultural usage, which limited the possibility of soil habitat to buffer the acidification process, magnified by intensive mineral fertilization, lack or to low soil liming, atmospheric acid deposition, decrease of soil abundance in plant nutrients resulting from their output with yield as well as leaching and water erosion processes. In the past, such a situation was observed on the area where sandy soils intensively used by state farms prevailed. But soil degradation processes also spread on loamy soil within undulated areas where water erosion of soils dominated. The estimation indicates, that within the area of Western Pomeranian 60 to 70 % of arable soils show in different stage the degradation of their physical and chemical properties. The orchard soils are also very vulnerable to degradation processes (Niedźwiecki, 1991). In Western Pomeranian province orchard soils occupied 6 045 ha. Among the degradation factors the most important are soil compaction and chemicals applied in orchard protection causing chemical degradation.

Despite of the change of land management in the last decade from intensive to extensive usage and fallowing about 18-20 % of the area of arable soils which limits the water erosion pressing, the soil degradation within the area of the province was not substantially limited. Under fallow the other degradation processes are manifested and extensive use of soils lower of their fertility.

One of the methods of agricultural activity which ameliorated the effects of chemical degradation of arable soils is liming. The

substantial decrease of lime usage was observed in the last decade in Poland (from 3 371 thousand tons in the vegetative period 1989/1990 to 1 675 thousand tons in the vegetative period 2000/2001 i.e. from 182.4 kg to 94.2 kg CaO per 1 ha of arable land). A slightly better situation is observed in Western Pomeranian province where 133.1 kg CaO per ha was applied.

Attention should be also paid to protection of organic soils developed from peat. Strongly dewatering of such soils resulted in their degradation demonstrated as drying, mineralization of organic matter, pulverization and due to that wind erosion.

In Western Pomeranian Province the area of peat land amounted to 253 728 ha i.e. (100 %) used mainly as greenlands (70 %) and only partly as arable land (6.2 %).

At present the problems of degradation of organic soils are moderated by their fallowing. On such soils which were not in agricultural usage during the last decade the level of ground water is now substantially higher what limited peat decay process. Meantime the succession of bushes and trees started on such areas. When these soils are in agricultural usage the maintaining of the proper level of ground water is the main problem.

Water erosion caused a significant threat for arable soils within some regions in Poland. The mountains and submountain regions are the areas with the strongest water erosion hazard. The uplands built from loess material located in southern and east-southern Poland are also strongly affected by soil water erosion. The third region significantly affected by water erosion is the young glacial area of northern Poland. In Western Pomeranian Province where about 60 % of the area is affected by water erosion in different degree of intensity (Koćmit, 1998, Koćmit *et al.* 2000). Such soils are substantially degraded and thus very unwillingly taken over in agricultural usage and therefore they are partly afforested.

Wind erosion is not a significant problem within the area of the Western Pomeranian province. Only the sea shore band and some deforested areas are affected by wind erosion. The damage caused by wind erosion on the area of arable soils are of little importance.

The results of soil monitoring conducted in Poland in years 1992-1996 showing the contamination of surface layer of soils by heavy metals (Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn and Mn)

confirmed that most of arable soils are not polluted (Terelak *et al.*, 2000). According to soil contamination scale (0 to V degree of soil contamination) proposed by Kabata-Pendias *et al.* (1995) the pollution of arable soils by heavy metals within the area of Western Pomeranian province is very low because in most of analyzed soils the content of metals is in the range of natural contents i.e. 0 degree of contamination (99 % of Cd, 98 % of Pb, 91 % of Ni, 85 % of Cu and 86 % of Zn). The small percentage of analyzed soils showed slightly elevated content of metals i.e. the I degree of contamination (1 % of Cd, 1,5 % of Pb, 9 % of Ni, 13,5 % of Cu and 12,4 % of Zn). The medium contamination of soil by Cd, Ni and Zn was found only in individual soil samples.

#### References

- Budzisz M, Koćmit A., Rewaj R. 1996. Preliminary evaluation of studies on chemical contamination of soils and plants within the area of Szczecin voievodship. (in Polish ) Nature Preservation Office (manuscript)
- Institute of Tillage, Fertilization and Soil Science. 1981. Valorization of arable lands of Poland for agricultural productivity Instytut Uprawy, Nawożenia i Gleboznawstwa IUNG, 1981)
- Kabata-Pendias A., Piotrowska M., Motowicka-Terelak T., Malszewska-Kordybach B., Filipiak K., Krakowiak A., Pietruch Cz., 1995. Bases of evaluation of soils chemical contaminations (Heavy metals, sulphur PAH) Państwowa Inspekcja Środowiska Biblioteka Monitoringu Środowiska, (in Polish), 1-28, Warszawa
- Koćmit A. 1998. Characteristic of changes in morphology and properties arable soils caused by water erosion on young glacial area of Pomerania (in Polish). Zeszyty Problemowe Postępów Nauk Rolniczych z. 460: 531-559.

## **Problems of soil protection within the area of north-western Poland**

### **Part II. Protection of soils in non-agricultural usage**

Adam Koćmit, Edward Niedźwiecki, Zdzisław Zabłocki, Małgorzata Roy

The substantial part (14.25 %) of total area of Western Pomeranian Province there is in non-agricultural and non-forestry usage. Among this area under water and waste land is 5.2 % and 3.5 %, respectively. The other non-agricultural and no non-forestry land usage is represented by the industrial area - 1.49 %, mineral excavation area - 0.07 %, traffic lines - 2.9 %, ecological grounds- 0.09 % and others area -1.0 %. Strong differentiation of land management and usage cause that stress on soils is substantially different and may be manifested in various soil transformations such as soils degradation or devastation which may totally eliminate such soils from land use or exclude them from fulfillment of almost all their functions. In the case of soil chemical degradation the hazard for surface and ground waters, biosphere and consequently for human health is strongly manifested.

Degraded and devastated soils require reclamation. The total area of such soils within the Western Pomeranian Province amounted to 3 075 ha in the year 2001 and included 2 566 ha of devastated and 509 ha of degraded soils (GUS, 2002). The main reasons of soils devastation and degradation are: mining and mineral excavation (1 453 ha), supplying the energy, gas and water (247 ha) and other activities (1 375 ha).

The intensity of restoration of devastated soil i.e. restoration of soil functions is rather small. In 2001 only 36 ha of such soils were reclaimed (32 ha as forested area and 3 ha as agricultural land).

The problems of soils protection in non-agricultural and non-forestry usage within the area of Western Pomeranian Province may be listed as follows:

- transformation or devastation of soils by minerals mining industry i.e. mainly during excavation of building materials, lime, peat, loam clay and occasionally the other raw materials,

- negative effects of industry on soil chemical properties within the area limited by borders of industrial works,
- soil contamination by transportation, especially along traffic lines,
- contamination caused by stationary military units (area of former Soviet Army bases),
- negative effects of dumping sites (under control and especially without any control) of municipal wastes, garbage, litter and sewage,
- soils protection within the area of municipality,
- reclamation of degraded and devastated soils.

Within the area of Western Pomeranian Province mining industry is mainly limited to excavation of building materials (sand and gravel), raw materials for production of building ceramics (loam and clay), excavation of lime and peat for agricultural purposes and occasionally the other materials (e.g. crude oil). The most intensive soils devastation is caused by strip mining activity which leaves the extraction pits. Even after reclamation of such areas the areas without soils are formed. Soil restoration is along lasting processes (over ten to a hundred years). At present about 2000 excavation pits are being exploited and their area amounted to 2 000 ha i.e. 0.1 % of total area of Western Pomeranian Province. Peat exploitation is conducted on the area of 844 ha i.e. on 0.3 % of total area of peat lands of the province. After peat extraction such areas the most frequently are the subject of renaturalisation i.e. rendering of water reservoirs. Lime is an unique treasure of the province and the large areas of lime deposits occurred mainly on the areas adjacent to Miedwie and Płoń Lakes and occasionally, in some regions, are located in after lake depressions (e.g. in the vicinity of Choszczno). The intensity of lime exploitation is rather small and is limited to few hectares. After lime exploitation water reservoirs are created and are used as fish ponds.

The intensity of mining industry activity will be substantially greater together with acceleration of economic development of the province. The most easy to forecast is the increase in the demand for building materials for motorways. That is also connected with increasing of needs of exclusion of soils from agricultural and forested usage and with increasing of tasks concerning the reclamation of exploited areas.

Industrial activity within the area of Western Pomeranian Province contributes to the pollutants emissions which are finally deposited in soils. However, the strongest soil transformations are observed in the soils within the area where

industrial activity is conducted. Depending on production type the heavy metals or other chemical contaminants (organic) are accumulated in the soils (Zabłocki, Kiepas-Kokot, 2001). Some soils undergo mechanical transformation (disturbance of soil profiles) by addition of different substances used in industrial processes and produced wastes which may also cause the change of chemistry of soil solution. Structural changes on free market often lead to the bankruptcy of industrial works which are closed and go into liquidation but the problems connected with soils transformation remain unsolved.

At this stage of soils transformation the new tasks for soil protection and reclamation will be generated in future, because due to negligence in the past the areas presently occupied by industrial works and their protection zones are the least recognized environmental sphere.

Continuous and rapid development of transport after 1990 and growing significance of car transport in economic activity has caused the strong stress on chemical composition of soils along traffic lines. The lead emitted to the atmosphere with car engine gases is accumulated mainly in the road side band including the soils in agricultural and forest usage. This problem is mainly manifested within the areas located along the main country and European roads as well as the main traffic lines within municipalities. The studies conducted by Niedźwiecki *et al.* (2000, 2001) showed that up till now the contamination of urban soils by heavy metals within the area of Szczecin municipality is low. However, the high concentration of heavy metals was found in the fallout of dust which adversely affects the surface (0-5 cm) layer of soils.

The other problems of soils protection within the area of Western Pomeranian Province are of local importance but sometimes are specific as for example soil pollution by oil derivatives specific for former airports and military bases of Red Army stationed in Poland up to 1993. Within the area of three such sites soils are partly polluted by oil derivatives. In the base of naval forces located in Świnoujście polluted area amounted to 20.9 ha and the volume of contaminated soil amounted to 810 000 m<sup>3</sup>. Within the area of airports located in Chojna and Kluczewo polluted area amounted to 9.25 and 37.9 ha, respectively and the volume of contaminated soils was 493 000 m<sup>3</sup>

and 2 367 000 m<sup>3</sup>, respectively. For protection of these sites the continuous works are conducted to draw the fuel gathered on the ground water table and in the soils. Due to the high cost of this operation the reclamation works will be limited in the near future.

The dumping sites of wastes and sludge pose the threat to soil and water quality. Unfavorable effects on quality of soils may have also as well as dumping sites of empty pesticide containers. From such sites which are serious source of pollution, different toxic contaminants may infiltrate into natural environment. Systematic liquidation of such sites and arrangement of waste management within the area of the counties is the main protection activity.

Within the area of cities, especially within the border of Szczecin municipality there are still unrecognized sites with old contaminants originated from War World II period or even older after destroyed industrial works, coking plants, chemicals storehouse or war stores. Up till now there has been a lack of recognition of such a threat and there is an urgent need to solve this problem and it will be undertaken in near future. Therefore mapping the urban soils within the area of municipality showing anthropogenic transformations (i.e. disturbance of soil profiles, the kind of incorporated anthropogenic substances, embankment areas, the areas filled out with materials originating from other sites and the areas which were formerly leveled) and the evaluation of degree and quality of chemical contamination of land surface is really urgent.

#### References

- Main Statistical Office (GUS), 2002. Statistical Yearbook- Environmental Protection (in Polish). Główny Urząd Statystyczny, Warszawa.
- Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., 2000. Content of some heavy metals in soil and dust fallout within Szczecin urban area. First International, Traffic and Mining Areas. Proceedings the Unknown Urban Soil, Detection, Resources and Faces. (Burghardt W Dornauf Ch. eds.) vol. 1: 75-79.
- Niedźwiecki E., Protasowicki M., Wojcieszczuk T., Ciemniak A., Niedźwiecka D., 2001. Content of macroelements and some trace elements inducts fallout within Szczecin urban area. Sobocká J. (ed). Proceedings of the soils Antropization VI: 119-124. International Workshop Bratislava, June 20-22 2001.
- Zabłocki Z., Kiepas-Kokot A., 2001: The content of heavy metals in soils in an area affected by the long-term activity of a copper processing works. Polish Journal of Soil Science, Vol. XXXIV/2: 31-38

## The need for soil reclamation in the light of Polish and European soil quality standards – the case of polluted area surrounding copper smelters Glogow (SW Poland)

C. Kabala<sup>1</sup>, A. Karczewska, T. Chodak, L. Szerszen

### Introduction

The copper smelters Glogow I and II were established in 1972-75, and presently produce ca. 400-500 thousand tonnes of copper per year. In the first period of operation, until 1986, both smelters emitted into atmosphere the huge amounts of metal-rich dusts containing predominantly Cu and Pb. Deposition of air-borne particles caused serious soil pollution with heavy metals: Cu, Pb, Zn, As, Cd, etc., of which elements the crucial one, responsible for strong soil contamination, was apparently Cu. Enhanced Cu concentrations in soils were found as far as at the distance of 8 km away from the smelters, in particular in the direction north-east (Fig. 1), which corresponded to predominant wind directions (POLISH GEOLOGICAL INSTITUTE, 1997).

### Area description

The area of 2860 ha, neighbouring directly with the smelters, indicated considerable air and soil pollution, and therefore was distinguished as a "protection zone". The zone, in its major part, was afforested with *Populus spp.*, and in the non-forested parts, the strong restrictions of agricultural usage were established. Soil cover in this area is fairly heterogeneous. The main soil types in the south part are Luvisols developed from silty loams, sandy Fluvisols predominate along the Odra valley, whereas in the northern part of the area, there is a mosaic of Fluvisols and Cambisols developed from differently textured parent materials (from sands to clayey loams). All those soils differ not only in their texture but also in organic matter contents (in the range 1 – 5 percent) and acidity (pH in the range 4.5 – 7.5).

### Results

Until 2002, in the Polish law system, there was not any legislation to estimate the level of soil pollution with heavy metals, nor any other legal criteria to regulate the possibility of soil usage or to indicate a necessity of remediation in the case of strongly contaminated soils. Commonly applied were therefore the unofficial guidelines worked out by KABATA-PENDIAS et al. (1993). According to those guidelines, the threshold values of metal concentrations were set up for the soils considered as unpolluted, and for 5 higher levels of soil pollution.

Soils with the highest (5<sup>th</sup>) pollution level (very strongly polluted) should definitely be reclaimed and afforested, whereas the soils with the 4<sup>th</sup> pollution level (strongly polluted) should be reclaimed and then they may either be afforested or used for cultivation of industrial plants, such as flax, hemp etc. In the surrounding of smelters Glogow, the area with soils indicating the 5<sup>th</sup> level of pollution with copper, was determined as 870 ha (Fig. 2), almost completely confined within the protection zone. This area was excluded from agricultural production, and afforested. Soils with the 4<sup>th</sup> level of pollution cover much larger area, over 3040 ha, situated not only within the protection zone, but also far behind its borders, particularly in the direction north-east from the smelter.

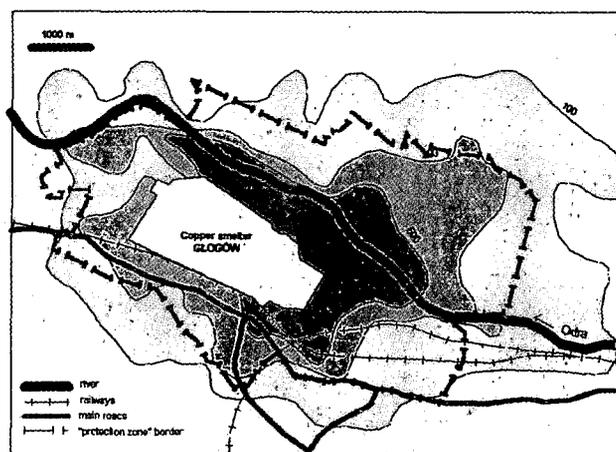


Fig. 1. Distribution of copper (total concentration) in soils surrounding the copper smelters Glogow (data in mgCu kg<sup>-1</sup> of soil)

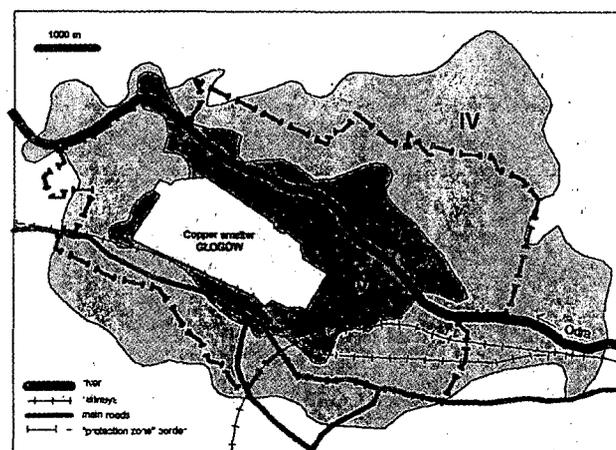


Fig. 2. The zones of soils contaminated with heavy metals (the 4<sup>th</sup> and the 5<sup>th</sup> grade of pollution according to Kabata-Pendias et al., 1993)

<sup>1</sup> Agricultural University of Wrocław, Institute of Soil Science and Agricultural Environment Protection; 50-357 Wrocław, ul. Grunwaldzka 53; kabala@ozi.ar.wroc.pl

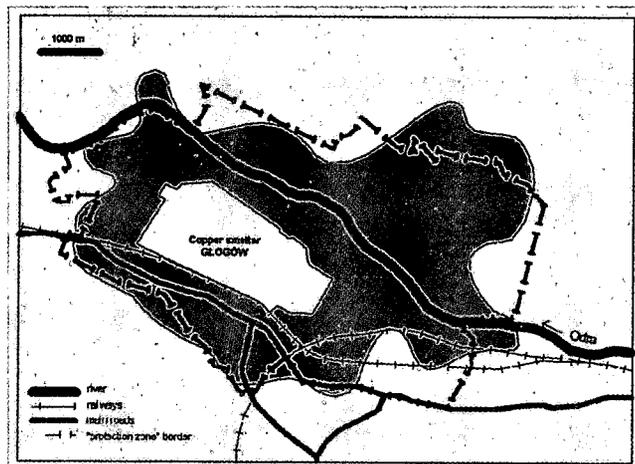


Fig. 3. The zone of soils contaminated with heavy metals (necessary soil reclamation) according to new Polish "soil quality standard" (2002).

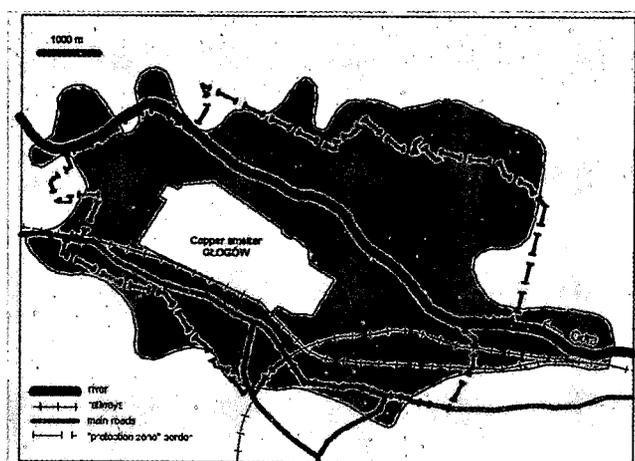


Fig. 4. The zone of soils contaminated with heavy metals (necessary soil reclamation) according to Van der Berg et al., 1993 (Dutch clean-up criteria).

Beginning from 2002, Polish legislation system introduced new standards of soil and ground quality. Regrettably, the new standard values do not take into account such soil properties as clay or organic matter content that in fact will control the mobility and bioavailability of metal contaminants in soils. Those soils which do not fulfil the standards have to be reclaimed, which actually means that they should be decontaminated. A value of 150 mg/kg was established as a standard for Cu concentrations in the upper layer (30 cm) of soils used for agriculture, forestry and recreational purposes. In the surroundings of the smelters Glogow, the soils which do not fulfil the quality standards for Cu, Pb, Zn, and Cd, cover the area of ca. 2200 ha, and predominantly are closed within the protection zone (Fig. 3). Though, in the north-eastern part of the area, some of those soils are presently used as arable lands. In fact, the heavy metals present in those soils are very well protected from being leached or mobilized, because of the high clay and organic matter contents in most of those soils, which ensures the safe agricultural

production of a good quality. This fact, however, is not considered by soil quality standards.

The data on soil properties and metal concentrations in soils let us determine the area in the vicinity of copper smelters where soils should be reclaimed according to the standards generally accepted in Europe, given by Dutch Soil Protection Guidelines (VAN DER BERG et al., 1993). The standard values, listed for a so-called "standard soil" were recalculated with respect to clay and organic matter contents in soils. The area that would need reclamation according to those data, covers ca. 3050 ha, and in all directions extends beyond the borders of the protection zone (Fig. 4).

### Summary

According to the Polish law, an area of 2200 ha in the vicinity of copper smelters Glogow, should be excluded from both agricultural and forest production, and soils in this area should be decontaminated in order to decrease the concentrations of heavy metals, in particular of Cu. This area remains smaller than that established as a zone of 4<sup>th</sup> and 5<sup>th</sup> pollution level, defined in the IUNG guidelines (KABATA-PENDIAS et al., 1993). This area remains also much smaller (by ca. 30 percent) than that requiring reclamation according to Dutch Soil Protection Guidelines. If considering the soils polluted with Cu, the Polish standards of soil quality are in fact less restrictive than those defined by Dutch standards.

### References

- KABATA-PENDIAS A., PIOTROWSKA M., WITEK T. (1993): An assessment of soil and plant contamination with heavy metals and sulphur. The guidelines for an agriculture. Institute of Plant Cultivation, Nutrition and Soil Science (IUNG). Pulawy, Poland.
- POLISH GEOLOGICAL INSTITUTE (1997): Geochemical Atlas of Legnica-Glogow Copper District. Wyd. Geologiczne, Warszawa.
- VAN DER BERG R., DENNEMAN C.A.J., ROELS J.M. (1993): Risk assessment of contaminated soils: proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria. In: Arendt F. et al. (eds.) Contaminated soil'93, Kluwer Ac. Publ., Dordrecht 1993, 349-364

## **Trends in soil use and conservation in the Warmińsko-Mazurskie Voivodeship (NE Poland)**

Andrzej Łachacz, Janusz Gotkiewicz,  
Paweł Sowiński

### **Introduction**

The Warmińsko-Mazurskie Voivodeship situated in north-eastern Poland has an area of 2,368 thousand ha and represents the region of Warmia and Mazury. It is a young glacial area of outstanding environmental value and high biological diversity. Soil utilization in this region requires optimization according to the principles of sustainable development. The location of the region close to the Baltic Sea also justifies the prevention of contamination of surface and ground waters. This paper presents an evaluation of the soil cover and other habitat conditions of the Warmia and Mazury province based on the score evaluation of the natural capability of agricultural areas of Poland.

### **Methods**

In Poland in the 1970s, a process of mapping and evaluating the agricultural soils of the entire country took place. Soil maps to the scale of 1:5000, as well as more generalized maps, were created (Witek, Górski 1977, Witek 1981, Witek 1993). Each soil mapping unit is given scores for the following factors: soil quality (up to 97 scores), agroclimate (15-score scale), terrain relief (5-score scale) and water relations (5-score scale). The score values were based on field experiments, in which the yields of major crop plants were measured. The final evaluation is based on the total score for 4 factors studied. In theory the maximum score for the given soil mapping unit with the best agricultural properties is 122. This index can be weighed to 100-score scale by means of 0.82 coefficient. In this paper a 122-score scale was used.

### **Results**

Diversification of the soil cover depends on habitat conditions, including geological structure, type of parent rocks, terrain relief and water relations. Three landscape zones with a

parallel distribution from the north to the south of the region may be distinguished (Gotkiewicz, Smołucha 1996). The soils of these zones exhibit different properties as well as being of varying agricultural value. The landscape zones comprise glacialacustrine plains and contemporary alluvial valleys with heavy soils developed from silty clay and clay; moraine uplands with diversified relief and high proportion of soils developed from boulder clay; and outwash plains with light sandy soil.

The mean value of the index of the natural capability of agricultural areas for the whole of Poland is 66.6 points (Witek 1993). In the Warmińsko-Mazurskie Voivodeship the mean value is 66.2 points. Considerable differences in the value of this index from 39.6 to 84.2 points are characteristic of individual communes (rural districts) within the voivodeship. The highest score was noted in communes situated in the northern zone (74.6-84.3), which results mainly from the high quality of soil and flat terrain relief (3.1-4.5 points). In the outwash plains situated in the southern zone this index is the lowest and ranges from 44.9 to 49.3 points, which results from the poor quality of soil (29.8-34.7) and low score for water relations, due to this part being subject to water deficit. Intermediate values (49.8-75.9) were attributed to communes situated in the moraine uplands. The high soil diversity of this zone is characterized by a mosaic pattern of soil cover, with both clay and sandy soils. The lowest values of terrain relief evaluation (2.0-3.5) result from the steep slopes of the moraine uplands. This zone is characterized by the highest biodiversity, as it contains a great number of lakes, wetlands and forests.

It is assumed that intensive commercial agricultural production may be developed on higher quality soils which are degradation-resistant. These requirements are met by the zone of glacialacustrine plains and contemporary alluvial valleys found in the north of the voivodeship. Vast flat fields of these zones enable intensive mechanization of field work without the fear of accelerating soil erosion. The areas with valuable environmental features represented by moraine uplands require the development of ecological and integrated agriculture with lower demands for chemical and technical production means. Prevention of erosion is crucial in this zone. A similar pro-ecological way of farming is preferred in the areas with poor soils typical of the southern part

of the voivodeship. They are especially exposed to degradation due to the light sandy soil texture. High soil permeability limits the application of high doses of fertilizers. Moreover, a high level of ground water constitutes a danger of water eutrophication. Some parts of outwash plains should be afforested, for ecological and economical reasons.

As of the end of 2002, the soils for agricultural use cover 1,260 thousand hectares, i.e. 53.7 % of the voivodeship (Ochrona środowiska 2002). 29.9 % of the province area is covered with forest and the rest, 16.4%, is land under water, built-up areas, roads, barren land, etc. Of the land in agricultural use, 69.9 % is arable land and 30.1 % - green areas (meadows and pastures). Fallows cover 166 thousand hectares, which is 18.7 % of the arable land. The problem of land no longer used for agriculture first emerged in the early 1990s and was associated with political changes. Part of the unused land, especially the best soils, should be reclaimed for agricultural use, while the rest of it, particularly that with the poorest soils and on steep slopes, should be afforested. In future, the area for building construction will increase, as well as that used for recreational purposes and for growing energy plants. The part of the province area covered with forest is planned to increase to approximately 33%. Hydrogenic soils, about 80% of which have been dried and turned into meadows, are a serious problem. Currently, most of them are not in agricultural use and adverse processes are taking place in them (nitrate release, greenhouse gas production). Part of the organic soils should still be used in agriculture, and the rest should be purposefully re-naturalised with the aim of turning them into peat land.

### Conclusions

1. The structure of the soil cover of young glacial areas is greatly varied, which is why the soil use should be designated for the particular circumstances. It is important to know the quality of soils and their distribution to optimise their use and to ensure the sustained development of rural areas.
2. Large-scale soil maps available in Poland (1:5000 and 1:25000) as well as an evaluation of the agricultural production space carried out, enable an optimization of soil use and its protection, taking into

consideration specific soil mapping units (fields under cultivation) as well as requirements of particular communes or regions.

3. Soil maps may be used when making decisions concerning any changes in land use and allocating it for non-agricultural purpose (urbanisation, infrastructure, recreation, etc.). Nowadays, it is important to properly select soils for afforestation and plantations of energy plants. Knowledge concerning soils should be utilised in establishing an arable-land-forest-meadow border in accordance with the principles of environmental science.

### References

- Gotkiewicz J., Smołucha J. 1996. Charakterystyka krajobrazów młodoglacialnych Pojezierza Mazurskiego i Równiny Sępopolskiej. [Characteristics of young glacial landscapes of the Mazurian Lake District.], Zesz. Probl. Post. Nauk Roln., 431: 119-136.
- Ochrona środowiska 2002. [Environment 2002], Główny Urząd Statystyczny [Central Statistical Office], Warszawa.
- Witek T. (Ed.). 1981. Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej Polski według gmin. [Evaluation of agricultural area of Poland according to communes.], Wyd. IUNG Puławy, Ser. A-40, pp. 416.
- Witek T. (Ed.). 1993. Waloryzacja rolniczej przestrzeni produkcyjnej według gmin. [Evaluation of agricultural area according to communes.], Wyd. IUNG Puławy, Ser. A-56(Supp.), pp. 248.
- Witek T., Górski T. 1977: Evaluation of the natural capability of agricultural areas in Poland. Wyd. Geologiczne, Warszawa, pp. 21.

# PROPERTIES AND AGRICULTURAL USEFULNESS OF ORTHIC LUVISOLS OF WYSOKOMAZOWIECKA UPLAND DEVELOPED FROM LOAM

Antoni Szafranek, Piotr Skłodowski

## Introduction

About 1/3 of Polish soils is composed of Orthic Luvisols. In some regions of Poland Orthic Luvisols cover more than 40 % of arable land. The main objective of the study was to evaluate physical, chemical and agricultural usefulness of Orthic Luvisols which occur within Wysokomazowiecka Upland developed from boulder loam with respect to sustainable agricultural development.

Two representative complexes of agricultural usefulness of soil were studied – good wheat soils (complex 2) and very good rye soils (complex 4). Soil samples were taken from Ap, Eet, Bt and C horizons. Upper horizons are represented by composit samples taken from many fields and the same soil unit.

The soil material was air dried and passed through a 1 mm sieve. In all samples granulometric composition, pH, *Alexch*, exchangeable acidity, hydrolytic acidity, exchangeable cations –  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  and  $Na^+$ , organic carbon content were determined. The amount of plant available macronutrients were determined as well. Soil pH was determined using a 1: 2.5 soil - water ratio and a 1 : 2.5 1M KCl ratio. Organic carbon was determined by the Tiurin method; exchangeable aluminium were determined by Sokołow method; hydrolytic acidity by Kappen method;  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $K^+$  and  $Na^+$  were extracted with 1M ammonium acetate and determined by AAS, plant available macronutrients - P and K were determined by Egner – Riehm method, Mg - by Schachtschabel method. Each soil unit is represented by minimum 4 soil profiles. Selected properties (average values) of investigated soils are given on figures 2 – 11.

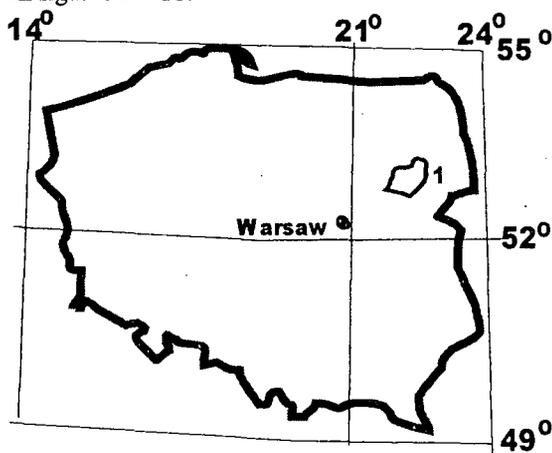


Fig.1 Layout of investigated mezoregion - Wysokomazowiecka Upland

Department of Soil Science and Soil Conservation, Warsaw University of Technology, Plac Politechniki 1, 00 - 661 Warszawa, Poland fax (++4822)6251527, (++4822)6213680; Phone (++4822)6282972, (++4822) 6607142 E-mail: a.szafranek@gik.pw.edu.pl

## Physico- chemical properties

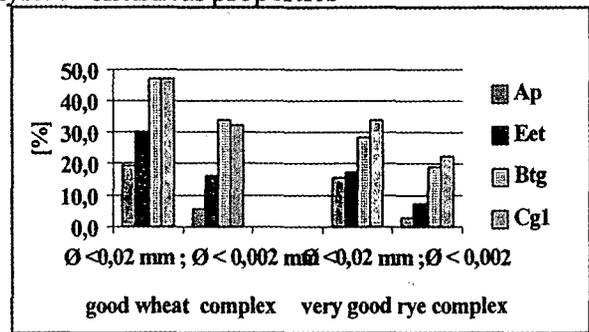


Fig.2. Granulometric composition

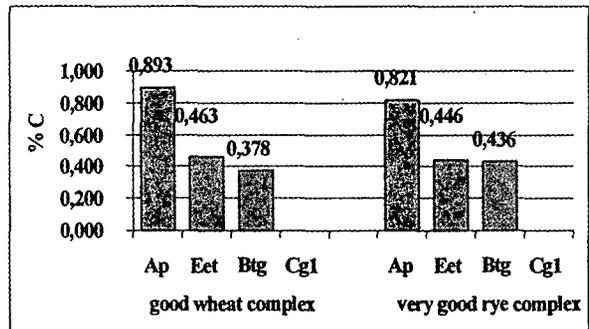


Fig.3. Organic carbon content

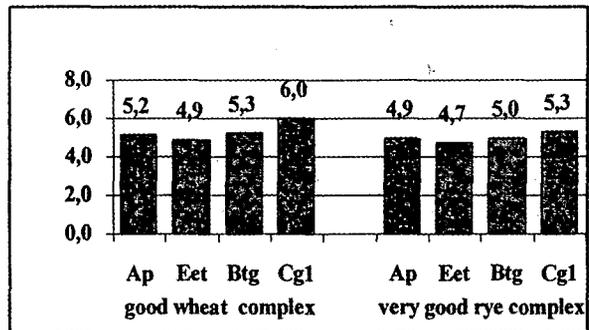


Fig.4 pH (1 mol KCl)

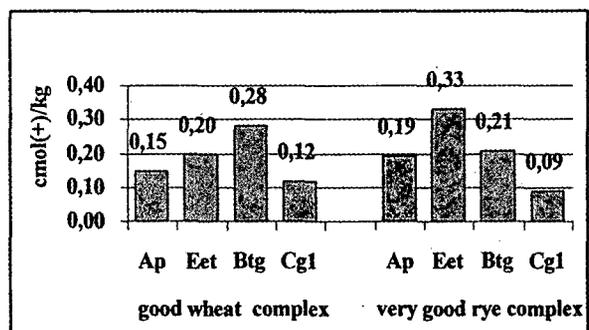


Fig. 5. Exchangeable acidity

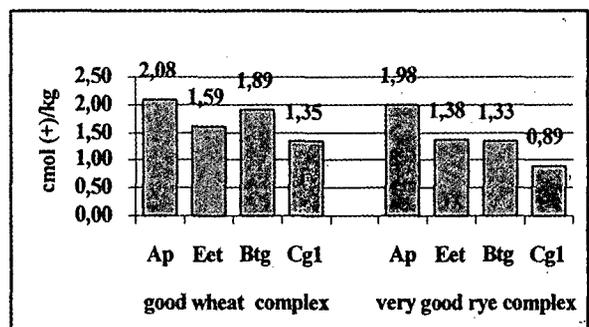


Fig.6. Hydrolytic acidity.

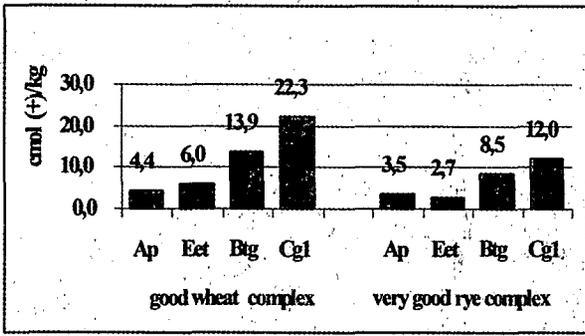


Fig.7. Exchangeable bases - Ca<sup>++</sup>

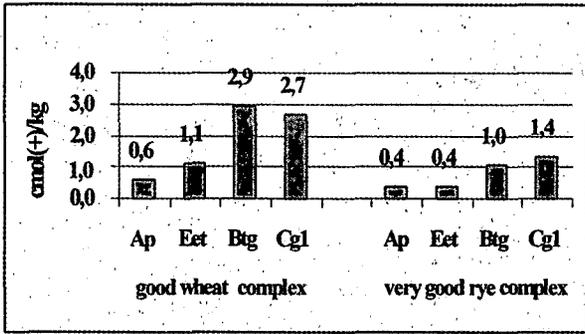


Fig.8. Exchangeable bases - Mg<sup>++</sup>

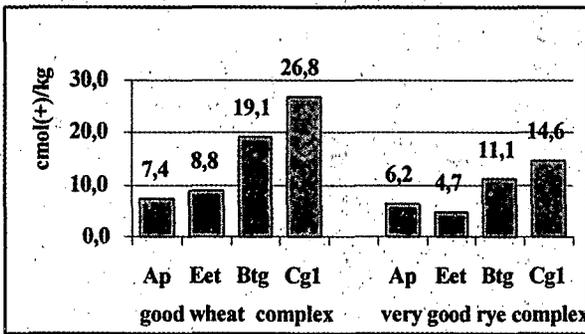


Fig.9. Cation exchange capacity - CEC

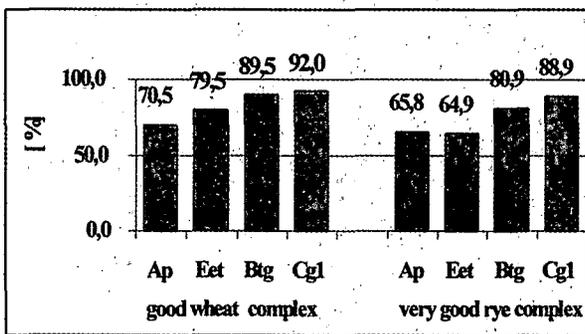


Fig.10. Base saturation - V [%]

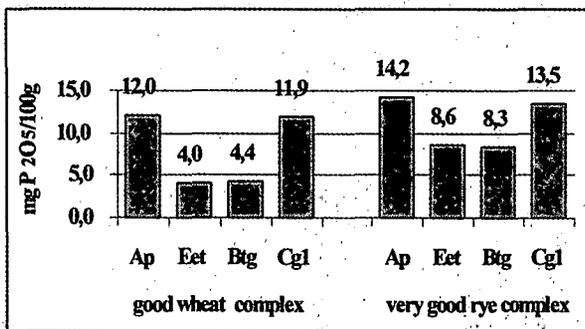


Fig.11. Plant available phosphorus - acc. Egner-Riehm

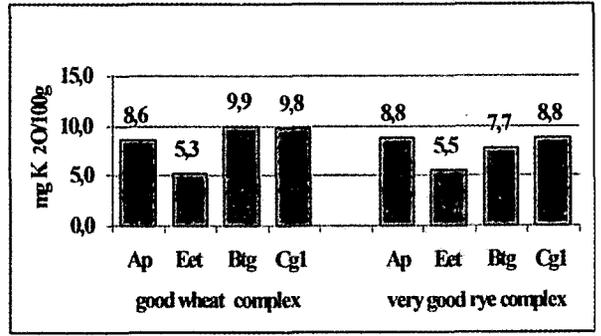


Fig.12. Plant available potassium - acc. Egner-Riehm

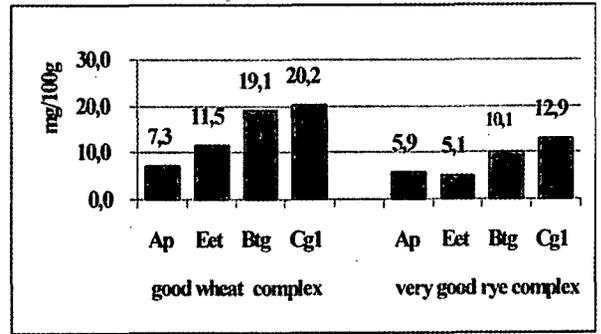


Fig.13. Plant available magnesium - Mg

CONCLUSIONS

1. Orthic Luvisols, classified to the good wheat complex comparing to similar soils of very good rye complex were characterised by the highest quality and agricultural usefulness
2. Taking into consideration obtained results we can state relations between the granulometric composition of soils and their physico-chemical properties, in particular between the amount of colloidal particles and sorption properties of soils, sorption of phosphorus, in particular:
  - o the positive, significant correlation between colloidal particles and calcium, magnesium;
  - o increase of the amount of clay in soils resulted in decrease of the content of plant available phosphorus (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) and the content of plant available potassium per 1% of clay;
  - o between colloidal particles and the content of plant available magnesium
3. Considering objectives and tasks of sustainable agriculture and taking into consideration properties of soils studied, the present agrochemical evaluation of soils should be developed by cation sorption capacity in representative units of soils, with consideration of arable-humous and sub-humous horizons.

INFLUENCE OF PEDO- AND  
LITHOGENETIC PROCESSES ON THE  
PRIMARY MINERAL CONTENT IN NON-  
UNIFORM SOILS DEVELOPED FROM  
GLACIAL DEPOSITS OF THE  
WARTANIAN GLACIATION (MINDEL)

Zbigniew Zagórski

The research was focused on soils developed from glacial deposits, occurring in NE Poland (Białowieża Forest). The schematic soil profile is A – Bbr – II(A)g(p) – IIIBt(re) – IVBt(re) – VCca. The aim of the research was determining the qualitative and quantitative features of primary minerals within the soil substrate.

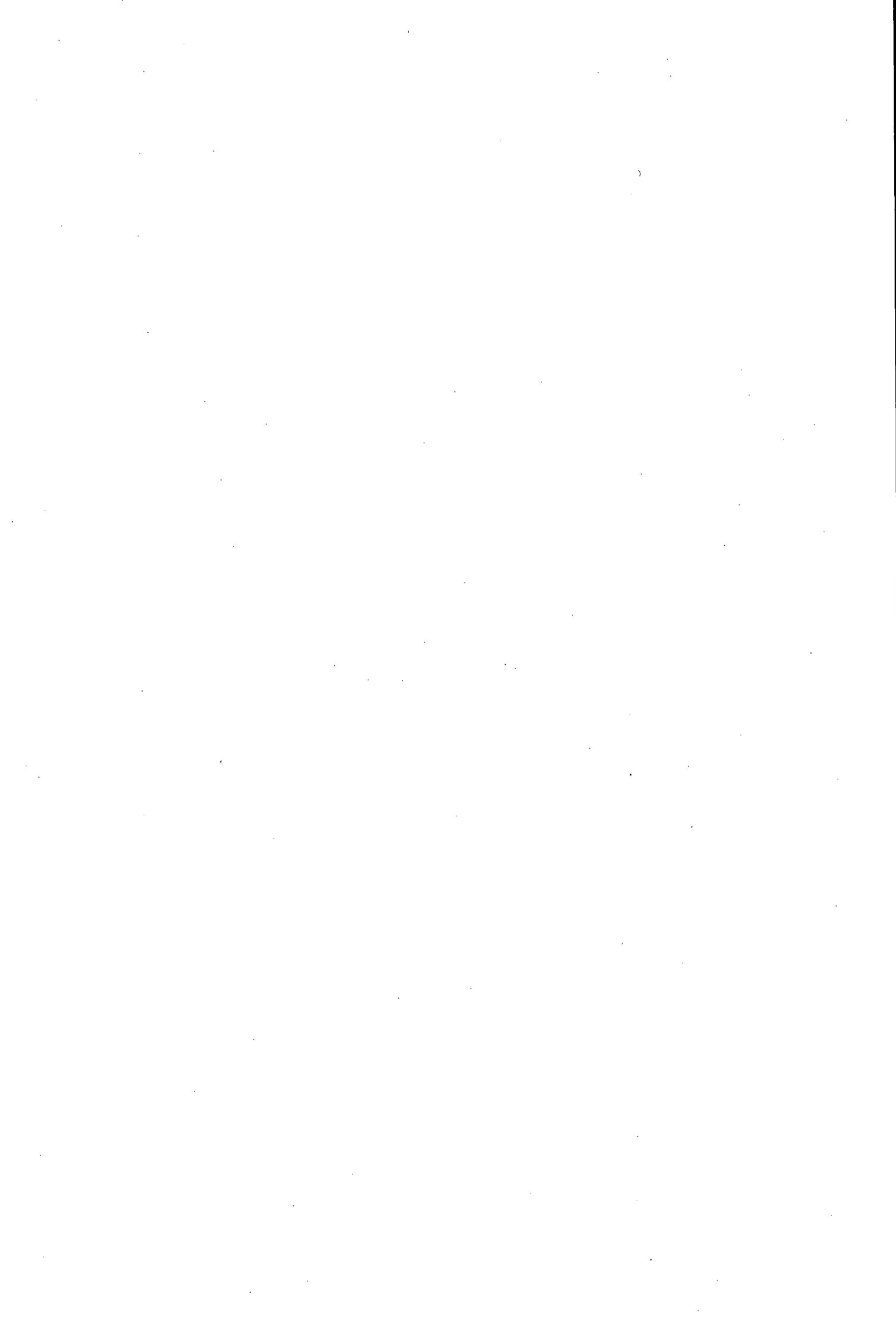
The mineralogical investigations included a qualitative and quantitative mineralogical-petrographic analysis applying optic microscopy and analysis of quartz grain surface in SEM.

The analysed soils have a variable mineral and petrographic content of the soil substrate. In the 5.0-2.0 mm fractions of all genetic horizons fragments of Scandinavian crystalline rocks prevail (over 75%). The 1.0-0.1 mm fractions are dominated by quartz grains. In horizons A and Bbr as well as in the relict horizon IIIBt(re) chemically weathered (sericitised) potassium feldspars also occur. In horizon II(A)g(p) numerous non-weathered plagioclases and singular large biotite,

muscovite and amphibole grains occur. Within the 0.1-0.02 mm fractions the variable content of heavy minerals with a different resistance to erosion is characteristic. In the middle part of the profiles in horizon II(A)g(p) prevail non-resistant minerals (amphiboles, pyroxenes, biotite, chlorite and andalusite), and in the surface horizons – minerals semi-resistant to erosion (garnet, epidote, sillimanite, titanite and apatite).

SEM-analysed 0.5 mm quartz grains reveal various exoscopic features in the particular genetic horizons. In horizon II(A)g(p) occur quartz grains with traces of strong cryomechanic destruction, and in the relict horizon IIIBt(re)– with traces of chemical corrosion. In the deeper, illuvial relict horizon IVBt(re) their dominating feature is a shining surface with numerous small V-shaped incisions.

The obtained results point to the litho- and pedogenetic incompleteness within the soil profiles. Horizons A and Bbr (loamy sands) represent Holocene cover deposits; horizon II(A)g(p) (gravels with pebbles) is an initial horizon of a periglacial soil from the end of the Vistulian; horizons IIIBt(re) (medium clay) and IVBt(re) (sands) are relict illuvial horizons from the Eemian Interglacial developed on glacial till of the Wartanian – Mindel Glaciation; horizon VCca (medium clay) is the parent rock of the Eemian soil without traces of pedogenesis. This confirms the results of previous macroscopic, micromorphological and sedimentological analyses and allows the determination of soil origin in NE Poland.



# GIS-based, Spatially Differentiated Regional Quantification of Nutrient Entries into the Water Bodies of the South-Baltic Unconsolidated Rock Region

Dannowski<sup>1</sup>, R., J. Steidl<sup>1</sup> & D. Deumlich<sup>2</sup>

## Summary

The 'historical' poster originating from mid 1997 is presenting the first development stage of a methodology for estimating the nitrate loads percolating towards groundwater. Also included are results of applying the Universal Soil Loss Equation for assessing the sediment and nutrient loads that would access the surface water bodies.

## Introduction

In the context of global land-ocean interactions, non-point inputs from agricultural areas into the rivers and the coastal seas are a growing problem (cf. the IGBP/LOICZ programme), as far as their portion of the total transported load increases with reducing the input from point sources.

The riparian states of the Baltic Sea have negotiated far-reaching measures to reduce the discharges into the inland sea, which were established in the HELCOM agreement. However, a precondition for proceedings to be mutually assumed on the protection of the Baltic Sea, is that the partner states communicate on common strategies and measures to relieve introducing waters from polluting substances. In the beginning of the 1990ies, there was a lack of knowledge of the actual situation and the further development in charging nutrients to the Baltic Sea, especially from the agricultural parts of the Odra River/Pomeranian Bay catchment. This region amounts to 137,749 km<sup>2</sup> excluding the Czech part. About 90 % of the catchment area is situated in Poland. The Odra River, which is forming the eastern EC frontier, constitutes a typical example for the necessity of common transboundary efforts.

Between 1991 and 1994 a methodology had been developed at ZALF for the regional assessment of the risk of nutrient (nitrate and phosphorus) inputs into the water bodies via surface and underground transport paths for the North-Eastern German unconsolidated rock region (Werner & Wodsak, 1994). This methodology could be raised to a new level within the frame of a Polish-German joint project directed at the Odra River basin. At the poster (Fig. 1) the methodology for nitrate leaching/percolation towards the groundwater and sediment/nutrient transport at the soil surface is presented,

as well as first results, by the example of the Uecker River catchment.

The project was part of the TRANSFORM Programme of the German Federal Government, funded by the German Federal Environmental Agency. The background was also given from the (then draft yet) European Water Framework Directive, as well as its amendment proposals to establish a framework for Community action in the field of water policy. To support transboundary action, adjusting the different levels of methods commonly used and data available in the participating states was required. The Polish-German Joint project should provide a substantial contribution to such efforts with regard to the Odra River basin.

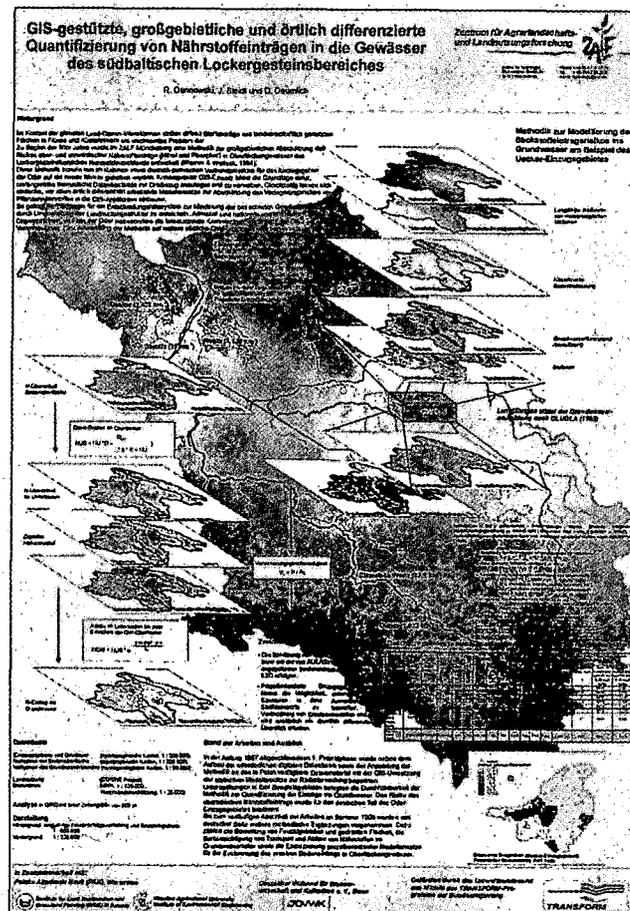


Fig. 1: Reduced view of the poster ([http://www.zalf.de/lwhd/Danno/oder\\_poster.gif](http://www.zalf.de/lwhd/Danno/oder_poster.gif))

## Methods and Results

The work of creating the required digital database and adopting the methodology to the data available in Poland was started in summer 1996 with Phase I of the joint project and concluded in the first instance in early 1997. This was paralleled by conversion of the modelling approaches for risk assessment into the GIS environment. By means of "smaller" catchments the feasibility of the methodology was demonstrated for the region under study. These test regions were the catchments of the Plonia River (1,138 km<sup>2</sup>), Ciesielska Woda (33.5 km<sup>2</sup>) and the Olawa River (1,002 km<sup>2</sup>) at the Polish side, as well as Sernitz (25 km<sup>2</sup>) and the Uecker River (2,428 km<sup>2</sup>) in the German part. All the test

<sup>1</sup> Inst. of Hydrology, rdannowski@zalf.de, jsteidl@zalf.de

<sup>2</sup> Inst. of Soil Landscape Research, ddeumlich@zalf.de

catchments were analysed using the same new GIS-based procedure.

A first step to get a uniform digitised database had been undertaken by creating a set of hydrographical and meteorological data. To provide long-term mean values, the series between 1951 and 1980 was chosen. For the German part of the Odra catchment 68 precipitation stations of the German Meteorological Service were selected to calculate the distribution of the measured rainfall. The potential evapotranspiration (series 1951 to 1960) was available for about 80 stations distributed over the former GDR. For the Polish part meteorological data were used as published in the Hydrological Yearbooks of the Institute of Meteorology and Water Management, Warsaw. About 177 precipitation stations delivered data of the measured rainfall, and data from 44 meteorological stations were used to obtain the potential evapotranspiration. Water budget values were then calculated with GWD, a hydro-climatic balance model validated for North-Eastern Germany.

Hydrographical information such as watercourses and water divides was digitised from maps at the scale of 1:200,000, available in both countries. These data were mainly used to describe the extension of the area to be investigated and the hierarchy of the flow system to divide the large Odra River basin into sub-catchments for differentiated analyses.

The GIS-based methodology to calculate the spatial distribution of the potential nitrate transport towards groundwater was developed and tested at the meso-scale for the Uecker River pilot catchment. The Uecker River is one of the main tributaries to the Oder Haff/Zalew Szczecinski. In general, the soils, the flow system, the geological and the topographical conditions of the Uecker River catchment offer a remarkable retention potential against nutrient discharges towards the ground and surface waters.

The various thematic maps required for GIS calculations (including the interpolated spatial distributions of measured rainfall and potential evapotranspiration) were extracted from available coverages. For this pilot study, the nitrogen surplus was taken from the farm statistics of the year 1989 as calculated in the frame of the preceding project. In this year a total nitrogen surplus of 12,374 t can be supposed for the catchment area. The local specific nitrogen load and the site-specific travel time via the subsoil to the groundwater were taken into consideration. Assuming a half-life of 30 years for denitrification in the unsaturated zone, a portion of about 36 % from this load, equivalent to 4,500 t N would arrive at the groundwater surface per year. This corresponds to a mean specific N load of but 21.6 kg/ha/yr related to the overall area of the Uecker River catchment.

The aim of the water erosion sub-project was to calculate the soil loss as well as the input of sediments and particle-bound nutrients (P and N) from the Odra River catchment into the Pomeranian Bay.

In the preceding project, a method to estimate the N and P inputs to the North Sea by the Rhine River had been used to determine the nutrient inputs caused by water erosion for the unconsolidated rock region of the new Federal States. The Medium-scale agricultural site mapping (MMK) served as the soil database. The level of aggregation was preset by the former GDR districts (500 km<sup>2</sup> on average).

In the joint project, refined calculations were planned for the German part aggregated at the level of municipalities (approx. 15 km<sup>2</sup>). A comparison method was also demonstrated to characterise and classify the potential erosion risk, initially for this part alone. Derived index classes were the basis for identifying the potential erosion risks with the aim of comparability between larger areas aggregated for municipalities, natural units, or river basins. They could provide an overview of the erosion risk prevailing at the agricultural area of the municipalities or the catchments of a large region.

In co-operation with the Polish groups, the nutrient loads caused by sediment and solute inputs were estimated as a first guess for the entire Odra River/Pomeranian Bay basin. Further work should be directed at more process-oriented analyses.

## Conclusion

Consequent use of GIS technology is the basis for creating and managing voluminous spatially distributed thematic datasets. At the same time, 'static' (non-steady) modelling approaches may be integrated into the GIS application for assessing the risk of nutrient displacement. These include the consideration of nutrient transport and decomposition in the aquifer, the evaluation of effects from wetlands and artificial drainage areas, as well as process-oriented modelling approaches for estimating erosive sediment and nutrient inputs into the surface water bodies. In doing so, modules of a decision support system can be developed for mitigating the loads to water bodies by means of changing the land use structure. National and international governmental organisations are addressed for using the methodology. In the case of the Odra River basin, in particular, this is the International Commission on Protection of the Odra River against Pollution (IKSO/MKOO). Applying the methodology to additional south Baltic tributaries is planned.

## Reference

Werner, W. & H.-P. Wodsak (Hrsg.) (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in die Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Dachverband Agrarforschung, Schriftenreihe Agrarspektrum, Bd. 22, Verlagsunion Agrar.

## GIS-based Modelling Subsurface Non-Point Source Nitrogen Transport at the Regional Scale

Dannowski<sup>1</sup>, R., J. Steidl<sup>1</sup>, W. Mioduszewski<sup>2</sup>  
& I. Kajewski<sup>3</sup>

### Summary

A modelling approach is presented called MODEST: Modelling Diffuse Entries via Subsurface Trails. Grid-based calculations using a GIS environment allow for analysing the long-term transport and degradation of dissolved nitrates along the underground passage through the unconsolidated rock region. A database is required containing digital information on land use, nitrogen balance, water budget, soils, groundwater table and the river network. Highly differentiated spatial and temporal analyses are feasible at the catchment scale with reasonable computing time. This is due to the lower temporal resolution acceptable from the known extreme low-pass behaviour of the subsurface flow and transport. The model was calibrated and validated using historical nitrogen balances and loads measured in rivers of the Odra basin for catchments between 500 and 5,000 km<sup>2</sup>. Scenarios with modified land use distributions or specific measures reducing the loss of nitrogen can be analysed and evaluated in terms of their effect on the nitrogen load to be received by the surface waters. Case studies were performed for the present state as well as scenarios with modified nitrogen surplus, evaluated in terms of the effect on the nitrogen load to be received by the rivers. This was in cooperation with Polish and Czech institutes for the Odra River basin, and the Uecker, Peene and Zarow River catchments in North-Eastern Germany.

### Introduction

Significant reduction of nutrient loads charged into the Baltic Sea is the declared intention of the HELCOM agreement, the same ambition is fostered by the European Water Framework Directive. In order to evaluate and allocate measures of alternative land use policy to diminish non-point nutrient flows, scenario analyses at the catchment scale are required, preferably performed on the basis of process-oriented distributed models. For nitrogen, the subsurface flow path is dominating, especially in the unconsolidated rock region of the south Baltic Lowlands.

In transboundary river systems such as the Odra and its tributaries, border-crossing activities are asked to harmonise the concepts as well as the databases utilisable for those analyses. This is also the intention of the International Commission on the Protection of the Odra River against Pollution (IKSO/MKOO). Since 1996, close Polish-German co-operation has been practised in a joint research project directed at quantifying non-point nutrient loads occurring in the Odra River basin. During Phases I and II, the prototype of the GIS-based process-oriented

distributed MODEST model, the digital database and first calculation results for the groundwater-borne nitrogen transport had been achieved. In 1998, Phase III of this project was consecutively installed including additional groups from Poland, the Czech Republic and Germany, and had been finalised in 2001.

In the context of the Odra River basin, the main objectives of Phase III were to improve the digital database, to validate and calibrate the MODEST model and to perform an overall computation of the actual subsurface N transport as well as scenario calculations for different land use policies. Methodical essentials and selected results are presented at a poster (Fig. 1).

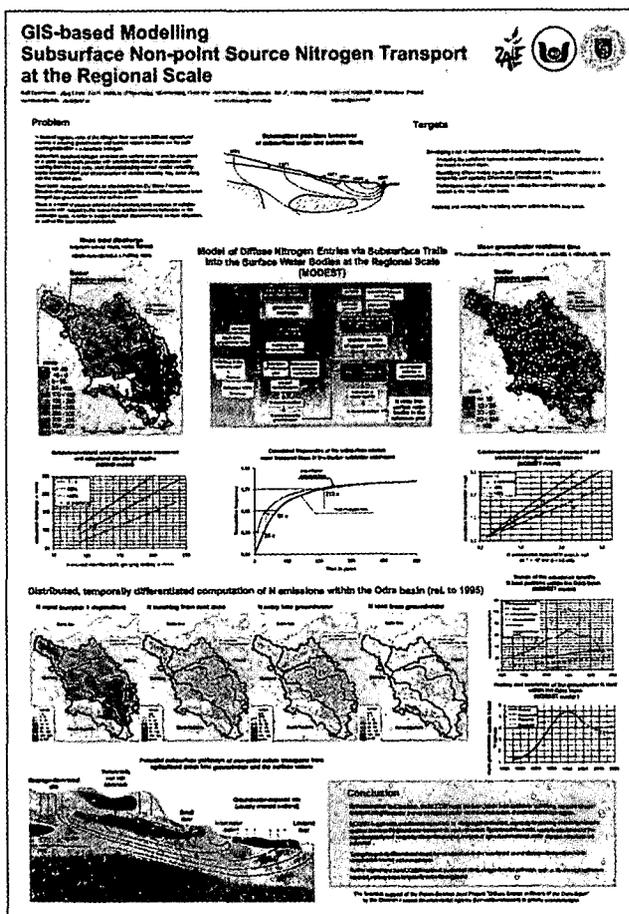


Fig. 1: Reduced view of the poster  
(<http://www.zalf.de/lwhd/Danno/icwrrer.gif>)

### Methods and Results

The principles and model components of the emission-oriented distributed MODEST approach have already been outlined in Dannowski et al. (2002). The GIS is not simply linked with the modelling procedure as a pre- or post-processor for preparing input data or illustrating the results, but provides the basic environment for all the modelling calculations. The grid size is variable, but was chosen to 250 m for the Odra basin study as a compromise between the available medium-scale input information, the required process-adequate spatial resolution, and the purposive reduction of computational expenditure.

To validate the water balance/discharge values calculated with MODEST, those 17 sub-catchments of the Odra River basin were chosen, for which long-term stream flow records were available. These observed data were used to

<sup>1</sup> Leibniz Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research (ZALF), Institute of Hydrology, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg. rdannowski@zalf.de

<sup>2</sup> Institute for Land Reclamation and Grassland Farming (IMUZ), Department of Water Resources, Falenty, PL-05-090 Raszyn.

<sup>3</sup> Wrocław Agricultural University, Institute of Environmental Engineering, pl. Grunwaldzki 24, PL-53-363 Wrocław.

determine mean discharge values to be compared with the calculated discharges. With the exception of three catchments, the calculated discharge ranges between -25 % and +25 % from the observed discharge.

With the set of headwater basins, MODEST's denitrification parameters were calibrated for the Odra River basin by means of measured values of the groundwater N concentration, and the calculated N concentration was compared with values observed in the period 1993 to 1997. This was done as proposed by Behrendt et al. on the basis of N concentrations measured under conditions of groundwater-dominated stream flow with neglectable riverine N retention – situations characterised by low discharge ( $Q < 2/3$  MQ) and water temperature  $< 10\text{ }^{\circ}\text{C}$  – and additional low portion of point sources. Separate MODEST runs were performed to find out the best fitting half-time value for denitrification along with the groundwater path, which was determined to 2 years. The resulting overall matching is not really good, as the calculated N concentration shows almost no trend. For five of the catchments the N concentration is distinctly overestimated, whereas the N concentration for two other catchments is notably underestimated by MODEST. For another seven of the evaluated headwater basins, however, the deviation between the calculated and observed groundwater (low discharge) N concentrations ranges from -30 % to +30 %, which is satisfactory. Even though the spatial resolution of the database underlying the MODEST calculation seems to play a significant role (the deviation has proven comparably small for catchments in the German part), the reason for the detected divergence could not be identified.

Employing the spatial and temporal database and using the calibrated denitrification parameters, MODEST was applied to calculate the fate of nitrogen in form of dissolved nitrates along the underground path, including the historical development as well as three scenarios (period 2000-2020) for N surplus. For the evaluated part of the Odra Basin as a whole, hardly ever more than 3.5 kg/ha/yr of nitrogen may have been transported into the rivers via groundwater. According to the MODEST results, this maximum occurred in 1985. At present, as a result of an additional drop in N surplus following the year 1990, the specific groundwater N load has decreased to 1.8 kg/ha/yr. Besides a time shift of the maxima, a much more flattened and smoothed run of the calculated curves is evident. This is most distinctive in the specific N load entering the watercourses, but similarly applies also for other interim N portions. Taking the more or less fluctuating N surplus into consideration, the temporal characteristics of the subsurface N transport is comparable with the damping behaviour of an extreme low-pass filter. In the run of the calculated curves, the summarised effects of the underlying piston flow assumption (time-lag caused by both travel and residence times) and the nitrate decomposition are expressed.

At the calculated maps, the meaning of areas close to the watercourses and river lowlands becomes evident for the N load actually entering the water bodies. Vice versa, because of the transport delay, only a part of the evaluated area comes into question as the source of the N load entering the Odra river system via groundwater in a reference year (e. g. 1995). Regardless the relatively high N surplus, which is of concern also in the Polish part of the Odra Basin, most of the initially leached nitrate is depleted along the long-distant and long-lasting underground transport

path dominating most of the catchment area. Only the ninth part ( $\leq 3.5$  kg/ha/yr) of the related N input ( $\leq 30$  kg/ha/yr) is entering the river system as N load via groundwater flow. This is the result of all the denitrification sub-processes taking place and being included into the MODEST approach, as there are: the difference between N surplus and N input due to the time shift; about 8 to 12 kg/ha/yr (related to the evaluated catchment area as a whole) of topsoil denitrification; up to 50 % of N depletion in the unsaturated zone; and finally the nitrate decomposition in groundwater characterised by the small half-life of 2 years.

After ten years of groundwater-borne transport, merely about 3 % of the N load initially entering the groundwater will remain contributing into the river N load. Correspondingly, the share from areas with transport delay between 5 and 20 years is progressively vanishing. Sub-areas with more than 20 years of transport time do practically not contribute into the groundwater-borne N load to the river system. They are excluded from subsurface N entry into surface waters due to denitrification. This is of concern for about 66 % of the evaluated area. The time shift between the maximum N input (around 1980) and the maximum N load entering the river system (around 1985) is about 5 years for the evaluated part of the Odra River basin, varying between 5 and 15 years for selected catchments. Thus, the maximum specific N input resulting from the early 1980s should have passed the subsurface transport path at the latest until the early 1990s. For the time being there seems no fear of further increasing the N load received by the river system from groundwater, unless a new rise of N surplus will occur.

## Conclusion

The emission-oriented distributed MODEST approach proved suitable for providing the cause-effect analysis of the subsurface nitrogen transport as required for complex river basin management. It makes detailed local differentiation possible in analysing the impact of nitrogen on the quality of river water at the regional scale, taking the varying intensity of agricultural land use, as well as climatic, topographic, geo-hydrological, and soil conditions into consideration.

Close international co-operation resulted in an effective model- and GIS-based methodology for quantifying the dominating processes under maximum utilisation of the available large sets of data. There is an opportunity to upgrade the approach towards a GIS-based Decision Support System to be applied by authorities responsible for land use policies or basin-wide water management in complex river basins. Combined into more holistic modelling approaches also comprising agricultural, ecological and socio-economic components, MODEST is customised as an element of land use development, ecosystems management, and river basin management.

## Reference

Dannowski, R., J. Steidl, W. Mioduszewski & I. Kajewski (2002): Modelling subsurface non-point source nitrogen emissions into the Odra River. IAHS Publ. 273 "Agricultural Effects on Ground and Surface Waters", 219-226.

# Implementing the EC Water Framework Directive: Developing an Information and Simulation System for Evaluating Nutrient Input into Water Bodies – ISSNEW

Dannowski<sup>1</sup>, R., J. Steidl<sup>1</sup>, K.-C. Kersebaum<sup>2</sup>  
& I. Michels<sup>3</sup>

## Summary

The poster contribution informs of a BMBF project directed at the implementation of the European Water Framework Directive (WFD). The aim of ISSNEW is to develop a platform-independent, completely component-based software system capable of being developed further to provide information and knowledge management and the simulation to agricultural diffuse nutrient inputs into ground and surface waters. The software system is made available in the form of a product family to be distributed to users in the authorities, planning bureaus and research institutions and will tie many of the WFD tasks with an efficient solution. The universal model components developed within the ZALF (SOCRATES, MODEST, UZ) are also available to the decision support system devised there. The manageability and applicability of the software system are proved by practice application in a pilot region in North-Eastern Germany.

## Introduction

The goal of countries bordering the Baltic Sea (HELCOM) to reduce nutrient input by 50 % between 1985 and 1995 was reached in Germany just for phosphorus. For nitrogen, which despite a gradual reduction in the total load stems more and more from non-point agricultural sources, efforts came up short. On 22.12.2000 the European Water Framework Directive came into effect as a basic framework for European procedure in the area of water management. If the water does not hold to the called for ecological and the physical/chemical parameters, then steps are to be set up by 2009 and measures undertaken with the fulfilling of WFD requirements to take place no later than 2015.

It appears questionable whether it is possible to meet the requirements in every case within six years, and with the currently available technology. This leads to two consequences: (1) Measures should be introduced based on efficiency and differentiated according to specific place and time so that at least initial effects can be demonstrated, and (2) In determining the appropriate measures, tools must be available that explicitly support the specific location and time requirements in allocating the courses of action.

Predicting the development of nitrogen load should be based, though time-consuming and expensive, on the so-called "emissions assessment". These input analyses track the subsurface transport process of nitrogen from the root zone to the surface water. They require high-resolution, complex model studies, if possible supported by GIS. The necessary location- and time-specific evaluation of meas-

ures to reduce non-point nitrogen input into water bodies requires scenario analyses based on process-oriented and distributed hydro-geological models connected with capacious geo-databases.

Another new aspect consists of river-related regions projects, something which the WFD unconditionally stipulates. As a rule multiple organisations and countries will be needed to work together. From the perspective of IT, this entails such topics as multi-user access, client/server, and data storage, among many others not further detailed here. The common practices eventually lead to problems with the upkeep and use of spatial reference information thus ultimately preventing the implementation of GIS technology as a strategic instrument to obtain information.

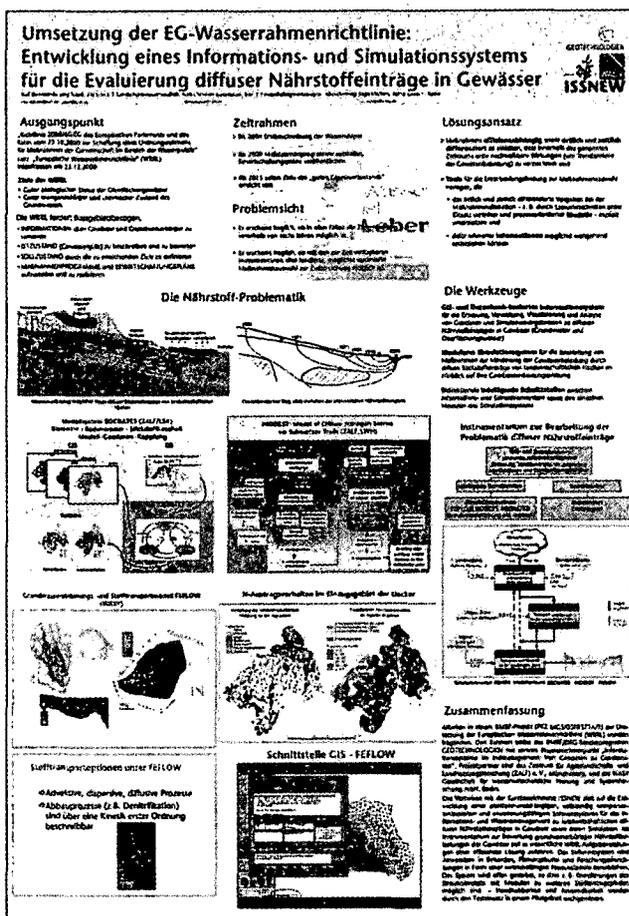


Fig. 1: Reduced view of the poster ([http://www.zalf.de/lwhd/issnew/HomepageGER/poster\\_ISSNEW.GIF](http://www.zalf.de/lwhd/issnew/HomepageGER/poster_ISSNEW.GIF))

## Objectives

ISSNEW aims at the preparation of equipment that meets the essential parameters of the WFD in the form of a market-ready product family to supply many of the current WFD obligations with efficient solutions. Therefore, the following components must be included:

1. GIS- and databank-based *information system* for the gathering, structuring and visualisation of geo-data and simulation results on non-point nutrient input in ground and surface water bodies.
2. *Simulation system* for the evaluation of the effects on the water quality that the measures against non-point nutrient flow from agricultural lands and input into water bodies have.
3. Bi-directional *intelligent interfaces* between the information and simulation systems.

Leibniz Centre for Agricultural Landscape and Land Use Research, Eberswalder Str. 84, D-15374 Müncheberg

<sup>1</sup> Institute of Hydrology. rdannowski@zalf.de, jsteidl@zalf.de

<sup>2</sup> Institute of Landscape Systems Analysis. ckersebaum@zalf.de

<sup>3</sup> WASY Institute for Water Resources Planning and Systems Research Ltd., Waltersdorfer Str. 105, D-12526 Berlin-Bohnsdorf. i.michels@wasy.de

Consequently, through the components themselves and especially through their effective collaboration the following goals are to be reached:

- Extending on a standardised information structure taking into account the importance of simulation models, a platform-independent, completely component based software system for data storage, analysis, and presentation to be made available.
- The already existing large geo-databases as well as the ones still to be collected for river catchment areas to be supplied performantly, improved, and optimally further processed by the implemented information system.
- Against the background of the WFD implementation, an improved management of knowledge to be made possible through the integration of space-time-based, scenario-capable modelling software for non-point nutrient input into the ground and surface waters.
- For the further development of geo-services, internet-oriented solutions to be made available for general access to the planned databases independent of location.

## Conception

### *Information system (very in brief here)*

Within the information system, specific user interfaces will be realised for the administering, evaluating, analysing, and aggregating of the integrated data. It is also planned to develop methods which allow entry masks to be generated dynamically at run-time on the basis of data models and to allow these to be available to the user over the internet for data processing. This paves the way for a three step user system: The first step uses exclusively the implemented data model without specific interface programming. In the second step, mask generators are used to make generic interfaces available from the existing meta-information in the geo-database at run-time. In the third step, specific user interfaces are programmed via component technology.

### *Simulation system*

On the basis of the known process characteristics of non-point nutrient input, a separation of the transport paths into independent or almost freely standing compartments is possible. This leads to the result that every individual process can be described with separate yet linked simulation models:

- **SOCRATES** for the process-oriented modelling of plant growth, of the surface water balance and of nutrient conversion processes in the plant roots zone (Wieland et al., 2002, Mirschel et al., 2002),
- **FEFLOW** for the deterministic-numeric simulation of flow and transport processes in the groundwater (Diersch, 2002),
- **MODEST** for GIS-based distributed quantification of non-point subsurface nitrogen input from agricultural areas into the surface waters (Dannowski et al. 2002).

The modelling of nitrate transport in the groundwater (long-term components) can optionally be carried out with the FEFLOW procedures or the MODEST approach. Denitrification can be modelled through a first order kinetics. Additional reaction relationships can be integrated into the groundwater simulation systems via chemical sub-models. As a supplement to both the groundwater simulators, further model components will be modularly added for non-point nitrogen transport that have been developed and

tested in the previous work of the ISSNEW team. For instance, in order to determine the load and time course of nitrate entering groundwater, it is necessary to integrate a flux calculation for the groundwater recharge and for nitrogen that can be realised through the SOCRATES model or an additional vertical component from MODEST (UZ module) to be developed.

For development, verification, and validation of the models, there is the Uecker River catchment area in North-Eastern Germany that likewise serves as the basis for ZALF research. An extensive data basis exists for this pilot area that is continually supplemented through further results from experimental systems analyses and from the monitoring of ground and surface waters.

In this way the model components make up the current state of research for formation and input processes in agricultural areas. This state of knowledge is to be incorporated into the project for the implementation of the WFD in the form of software products. The interrelations between the ZALF model components and the WASY software, the ways in which they can compliment the analysis and evaluation of non-point nutrient input for the WFD as well as the references to the information system in general – all of these are to be carried out and used in ISSNEW.

### *Interfaces (left out here)*

## Conclusion

From the conception presented for the ISSNEW project it is concluded that a new standard of GIS-based tools for scenario computations related to water and nutrients at the landscape scale can be provided. Model components will be used and further developed in a research association of ZALF that form the basis of a decision support system for long-term land use management. This is complemented by experimental systems analysis and field monitoring in the Uecker River pilot area. WASY Ltd. is bringing into ISSNEW especially its worldwide leading 3D simulation system FEFLOW for groundwater flow and transport processes and an extensive knowledge of GIS products. Cooperation between a research centre and an SME, both of them qualified in hydrological modelling, water management, as well as GIS and geo-database management, appears a very powerful form of developing technological progress by merging their experiences for the requirements of the WFD implementation.

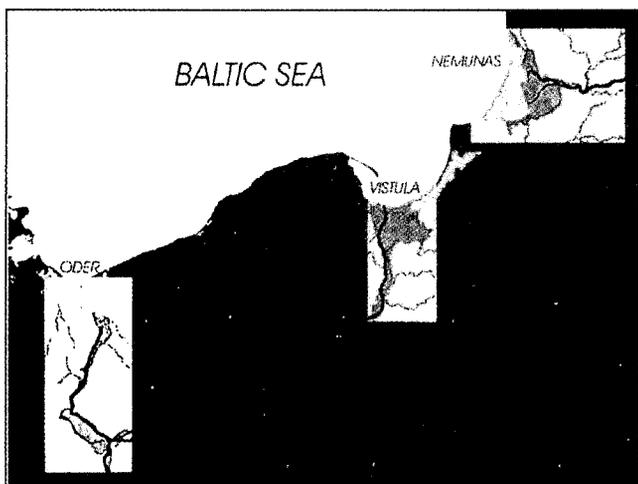
## References

- Dannowski, R., J. Steidl, W. Mioduszewski & I. Kajewski (2002): Modelling subsurface non-point source nitrogen emissions into the Odra River. IAHS Publ. 273 "Agricultural Effects on Ground and Surface Waters", 219–226.
- Wieland, R., W. Mirschel, H. Jochheim, K.C. Kersebaum, M. Wegehenkel & K.-O. Wenkel (2002): Objektorientierte Modellentwicklung am Beispiel des Modellsystems SOCRATES, and Mirschel, W., R. Wieland, H. Jochheim, K.C. Kersebaum, M. Wegehenkel & K.-O. Wenkel (2002): Einheitliches Pflanzenwachstumsmodell für Ackerkulturen im Modellsystem SOCRATES. In: Gnauk, A. (ed.): Theorie und Modellierung von Ökosystemen. Shaker Verlag, Aachen.
- Diersch, H.J.G. (2002): FEFLOW Finite Element Subsurface Flow and Transport Simulation System – User's manual/Referenzen manual/White papers. Release 5.0. WASY Ltd., Berlin; 2002.

## Integrated Management of Land- and Water Resources along Poldered Reaches of Rivers in the Southern Baltic

Joachim Quast, Volker Ehlert, Klaus Müller

Oderbruch, Wartbruch, Netzebruch, Vistula lowlands, and Nemunas lowlands – since more than two centuries, the names of these poldered regions along the lower reaches of the big southern Baltic Sea tributaries stand for an exemplary development of agricultural production sites rich in yield and for the sustainable development of prospering man-made landscapes. In these poldered regions of more than 100000 ha of agricultural area each, the sequence of river regulation, dike construction, drying and reclamation of polders, colonisation, and development of infrastructure contributed essentially to the strengthening of the agrarian sector in Prussia since 1750. This supra-regional economic significance resulted in a high social importance which formed the fundamentals of an extensive national structural funding especially to assure flood protection and drainage.



Poldered regions along the lower reaches of Oder, Vistula, and Memel in the southern Baltic

Concentrating on the intensification of an agrarian use of polders, the funding measures had been updated continuously. Later, now under the governmental responsibilities of GDR, Poland, and the Soviet Union, the funding measures experienced an extensively renewed formation within the frame of complex melioration programmes during the years from the 1960ies to the 1980ies, focussing on socialistic planned economy. The political and economic changes of paradigms since 1990/91 brought again new problems and conflict situations to the polder regions along Oder, Vistula, and Nemunas resulting in an urgent need for action on regional development programmes at the condi-

tions of an enlarged European Union. At the same time, this offers chances for an effective cooperation between Germany, Poland, Lithuania, and Russia.

The definitely increased costs for polder drainage are combined with increasing restrictions with regard to agricultural production. The situation is characterised by drastic structural changes, aggravated market opportunities, regressive production volumes, and low yields. The maintenance of good living and economic conditions requires measures on water management and infrastructure which can be financed by the regional economic potential.

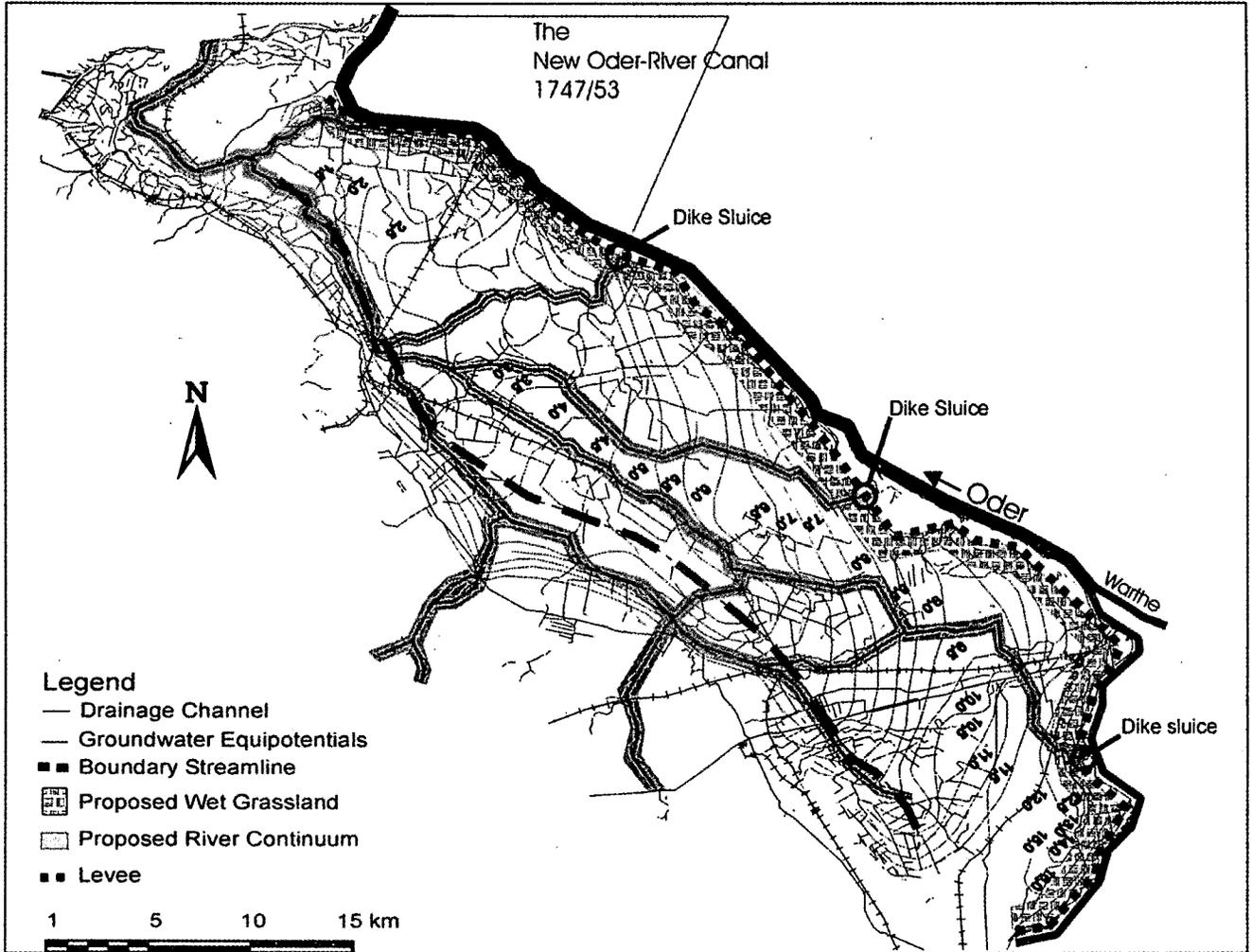
The ecologic situation of the polders and their waters is unsatisfying. The still only marginally existing remainders of natural floodplains, regressive biodiversity, and bad ecologic conditions of waters prove the negative effects of the previous land use strategies. The increased social valuation of ecological aspects calls for the implementation of mandatory EU-regulations (e.g. water framework directive) by medium-term programmes of measures aiming at a revitalisation of semi-natural floodplains.

Along with the establishment of levees and polders, cross sections of floodways were narrowed and retention-areas in floodplains were lost. Extreme floods (like e.g. at the Oder in 1997), in conjunction with the often more than hundred years old ("aged") levees, increase the risk of levee failure and flooding. In advance of any urgently needed improvement or reconstruction of levees, it is necessary to clarify which reduction of the flood peak can be obtained by levee setback. For this, efficiency analyses of the effectiveness of a sequence of measures along longer river sections are to be performed.

Populated polders, especially those of culturally and historically valuable infrastructure, require special measures for their protection and development, meeting both the interests of their inhabitants as well as societal interests. Approaches on activities for ecological upgrading, cost reduction, adaptation of land use, strengthening of the touristic potential, and the conservation of cultural patronage, as having been developed for the "Concept Oderbruch 2010" since years, may serve exemplary for such development measures. Meanwhile, after being criticised initially, they are accepted more and more. Following measures are proposed:

- ecological upgrading of the near dike area along with reduction of inflow of drainage waters by construction of a wet zone strip of

200 to 500 m in width at the land side of the dike



Scheme of concept „Oderbruch 2010“

- raising of too low groundwater table by lifting impounding heads and by hydraulically plausible reduction of interior drainage system along with acceptance of rewetting of former wetlands in depressed areas. Cost reduction for drainage and pumping stations by 30 to 40 %.
- Reconnection of former Oder branches to the Stromoder by flood safe drainage sluices. Connectivity restoration of flowing waters and support of waterbalance in polders during dry periods.
- establishment of ecological corridors along major waters to achieve habitat connectivity between the river Oder and the westerly ridge.
- assurance of intensive agricultural use of 85 to 90 % of the former farmlands.
- preservation of rural houses, farms, churches, and village ensembles typical for the Oderbruch.

Today's major task is the step-by-step implementation of consensus solutions to be prepared

participatorily in a way that they cope with the envisaged sustainable development of multifunctional polder landscapes and, primarily, consider the social interests of the Oderbruch inhabitants sufficiently.

#### Literatur:

Kächele, H. & K. Müller (2001): Naturschutz und Landwirtschaft an Unterläufen großer Flüsse - ökonomische Betrachtungen am Beispiel des unteren Odertals. - *Petermanns Geographische Mitteilungen* 145 (1): 28-35.

Quast, J. (1999): Wege zu einem nachhaltigen Miteinander von Landnutzung, Naturschutz und Wasserwirtschaft, In: *Arch. Acker-, Pflanzenbau u. Bodenkunde*. 44, 323-347.

Quast, J. & A. Lukianas (1999) Rehabilitation of Polder Systems on the Floodplains regions of Oder River/Germany and the Nemunas River/Lithuania. In 17th International Congress on Irrigation and Drainage, Water and Agriculture in the next Millenium, 1-19 September 1999, Granada, Proceedings, Question 49.1.: 129-142.

## GIS application to estimate the wind erosion risk

R. Funk, D. Deumlich and J. Steidl<sup>1</sup>

### Introduction

Land use planning needs reliable tools to estimate a realistic wind erosion risk in a high spatial and temporal resolution for the development and implementation of sustainable concepts for a long-term environmentally correct and socially responsible land use.

Large fields without shelterbelts or hedges, sandy soils, a low level of ground water and dry climatic conditions favor the wind erosion in the Federal State of Brandenburg. The soils were formed in the last glacial period and show a wide spectrum concerning their substrates and hydrological features. About 30 % of the farmland is susceptible to wind erosion (Frielinghaus 1990). On the other hand the State is known for large forests, many lakes and rivers. So there are varied landscapes with many changes in structures and extensions. Therefore realistic wind erosion risk estimation should include the relevant aspects both, soils and landscape.

### Material and Methods

The wind erosion risk was calculated by using a GIS-based mapping method. Basis for the estimation is the MEDIUM SCALE AGRICULTURAL SITE MAPPING (MMK, scale 1:25.000), which includes soil types and hydromorphy types for all agricultural used areas. For the first overview an estimation of four risk classes is derived by both parameters (Figure 1).

All of the following estimations were made for the entire Federal State, but for a better presentation they are demonstrated in the abstracts for only one municipality.

The structure of the landscape with all relevant elements like woods, hedges and settlements is given by the "Biotope and Land Use Mapping" (Luftbild Brandenburg 1992). This map includes the kind of all landscape elements in a very detailed encoded form in vector format. Any land-

scape element in this database got a height value corresponding to its described properties.

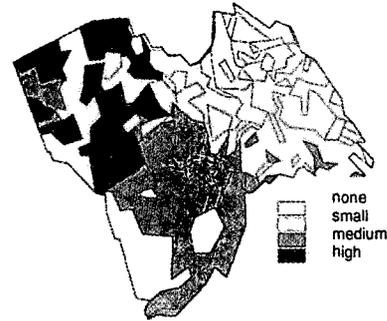


Figure 1: Wind erosion risk classes derived from substrate and hydromorphy area types in one municipality

Table 1: Main units of the biotope type and land use mapping and classed heights

Cod e	Description	Heights
01	Running water	1 m
02	Stagnant water	
04	Moor and swamps	1 m
05	Grassland	1 m
06	Small shrubs, heath land	1...5 m
07	deciduous shrubs, alleys, tree rows	1...5 m
08	Woods and forests	5...20 m
09	Farmland	
10	Park areas outside of settlements	2...10 m
11	Special biotopes	0...5 m
12	Settlements and traffic areas	0...10 m

All data were converted to grid data with cell size of 10 x 10 m. After this the protected area was calculated by using the hill shade procedure to visualize the wind shadow in front and behind any structure element (Figure 2).

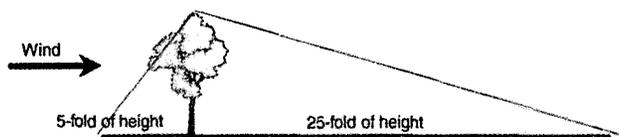


Figure 2: Protected areas in front and behind structure elements

Corresponding author: Dr. R. Funk, ZALF Muencheberg, Eberswalder Str. 84, 15374 Muencheberg, Germany, Tel.: +49-33432-82321; Fax: +49-33432-82280; email: <rfunk@zalf.de>

The protection of one element depends on its height, the wind direction and the frequency of all winds above the threshold of 8 m/s from the corresponding direction related to all winds above the threshold. The orientation of line elements in the landscape can be evaluated by this procedure, because the orientation perpendicular to prevailing wind directions have higher weights. After the calculation all results were classified into five protection groups (very small...very good).

Meteorological data's were evaluated with regard to the frequency of wind speed above the threshold of 8 m/s for eight wind directions (0°, 45°, 90°...) from long-term records of the station Potsdam that is located in the center of Brandenburg.

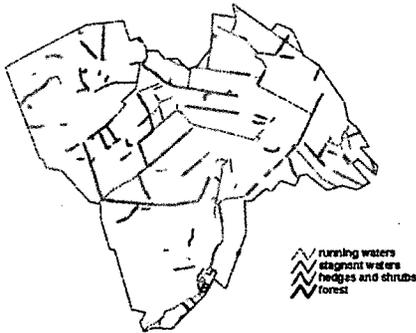


Figure 3: Structure elements in the municipality

### Results

The wind erosion risk is clearly reduced by integrating landscape structures into the risk assessment. After the renewed classification for the total area about 385.000 ha (= 60%) of the highest and 220.000 ha (= 40%) of the medium risk classes have changed into lower classes (Table 2, Figure 4). This is a decrease of 36 % related to the total area.

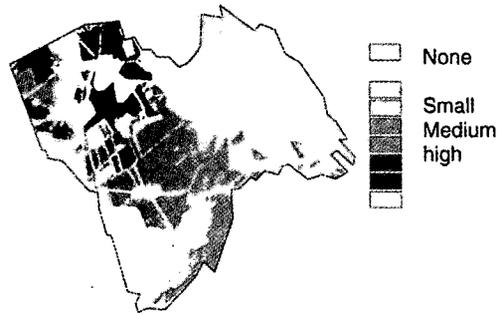


Figure 3: Wind erosion risk in the municipality including structure elements

As result maps of wind erosion risk with regard to the structure elements within a landscape were received. The combination of an overview method to estimate the potential erodibility with results of detailed analyses of the landscape structure make it possible to get a general view and to increase the accuracy of the wind erosion prediction for concrete decisions.

The wind erosion risk was estimated for the entire area of the Federal State at a high spatial resolution using data from 1992 (Biotope and Land Use Map). All parameters reflect more or less stable site properties excepting growing landscape elements like hedges or forests. Therefore, a verification of the actual status appears necessary about 10 years later. Height measurements of shelterbelts and forests in 2000 have shown a good accordance between the measured and assigned heights and so the presented results are still valid. The greatest accrescence could be expected on new-planted shelterbelts, but their fraction is rather small and their influence on the erosion risk in the last decade can be considered insignificant.

### References

- Frielinghaus, M. 1990: Stand der Erosionsforschung in der DDR. Sonderheft, Ber. über Landwirtsch., Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Bd. 3, Bodenerosion.
- Luftbild Brandenburg 1992: Biotoptypen- und Landnutzungskartierung Brandenburg aus CIR-Luftbildern. Stand : 1992, Luftbild Brandenburg Gesellschaft für Luftbildinterpretation mbH.

## Experiences with the German Soil Protection Act to realise Best Management Practice – the precaution basis against soil erosion

Monika Frielinghaus<sup>1</sup>, Robert Brandhuber<sup>2</sup>,  
Walter Schmidt<sup>3</sup>

As a result of the increasing public awareness of the serious threats to the soil, the preparation of a legal basis aiming at decreasing soil loss and soil degradation was initiated. The German Bundestag, by consent with the German Bundesrat (Federal Council), adopted the following Act: „Act on Protection against Harmful Changes to Soil and on Rehabilitation of Contaminated Sites“ (Federal Soil Protection Act), which went into force in March 1<sup>st</sup> 1999. The purpose of this Act is to protect or restore the functions of the soil on a permanent sustainable basis. This includes the prevention of harmful soil changes, rehabilitation of the soil, restoration of contaminated sites and of waters contaminated by such sites; and precautions against negative soil impacts. Where impacts are being made on the soil, disruptions of its natural functions and of its function as an archive of natural and cultural history should be avoided as far as possible.

The law is subdivided in 5 parts: (1): General Provisions; (2): Principles and Obligations; (3): Supplementary Provisions for Contaminated Sites; (4): Agricultural Soil Use; (5): Final Provision. Each of these five parts is subdivided into different articles. Since the introduction of the soil protection act, many regulations for the transformation of the Act had been passed. The individual federal states of Germany (Bundesländer) are responsible for the implementation of the act into practice.

The most important part of the Soil Protection Act with regard to the sustainability of the land is part four: Agricultural Soil Use. About 54 % of the land is agriculturally used in Germany. On agricultural land, the most important risks for soil degradation are soil erosion and soil compaction. In the German Soil Protection Act, the precaution against soil erosion and soil protection are realised by the principle of Best Management Practice, which is considered in Article 17 in the following way:

(1) In cases of agricultural soil use, the obligations to take precautions pursuant to Article 7 shall be fulfilled by “Best Agricultural Practice”. The responsible agricultural extension services and advising bodies should impart the principles of Best Agricultural Practice pursuant to § (2) of this article and in agreement with the specific legislative regulations of the respective German federal states (Bundesländer).

<sup>1</sup> ZALF, I. f. Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg

<sup>2</sup> Bayerische LFL, 85354 Freising

<sup>3</sup> LAL, Gustav-Kühn-Str.8, 04159 Leipzig,

(2) The principles of ‘Best Agricultural Practice’ imply the maintenance and permanent protection of the soil's fertility and of the soil's functional capacity as a natural resource. They include:

1. in general, the soil shall be treated and tilled in a manner that is appropriate for the respective site, taking weather conditions into account,

2. the soil structure shall be conserved or improved,

3. soil compaction shall be avoided as far as possible, especially by taking the specific soil type and soil humidity into account when performing tillage operations, and by controlling the pressure exerted to the soil through tillage and management machinery,

4. soil erosion shall be avoided wherever possible through site-adapted management considering the slope steepness; water and wind conditions as well as soil cover dynamics,

5. natural and artificial structural field elements such as hedges, field shrubbery and trees, field boundaries and terraces being useful for soil conservation shall be preserved,

6. the biological activity of the soil shall be conserved or increased by means of appropriate crop rotations,

7. the site-specific humus content of the soil shall be conserved by means of adequate application of organic substances or through the reduction of the frequency and intensity of tillage operations.

Different groups of indicators are necessary to assess the impact of soil erosion and compaction on soil quality. These processes are interconnected; soil compaction creates an increased potential water erosion risk due to decreases in infiltration capacity and soil structure stability.

The first group contains indicators to assess the rate of potential erosion and compaction risks, dependent on soil quality parameters (state of soil and soil degradation) as well as landscape structure and morphology (wind openness, thalwegs, slope and field length).

The second group contains indicators to assess the pressure by land use management like soil cover (crop rotation, management systems) or trafficked operation management (tillage operation, machine types, axial load) (figure 1).

Recommendation for case 1, case 2 and case 3:

1. *precaution by “Best Management Practice” measures for the achievement of soil conservation* : selection of cover crops, planting of catch crops and under crops, site-dependent soil tillage and cultivation, changing plant production management, extensivisation with set aside and rotation of fallow,

2. *Conservation tillage and special tillage for the achievement of soil conservation*:

design of crop rotation, conservation tillage, mulch seeding: - with or without seedbed preparation, direct seeding / zero tillage, contour farming, rough field surface,

Figure 1: Step by step indication to decide about precaution or prevention

<b>1. Step</b>		
<b>Evaluation of the site factors</b> (soil erodibility, soil compactibility, texture, inclination, climate...) Potential Erosion or Compaction Risk [A]		
Low [A 1]	Medium [A 2]	High [A 3]
<b>2. Step</b>		
<b>Evaluation of the land use factors</b> (soil surface cover, machine pressure or wheeling) Land Management Risk [B]		
Low [A 1]	Medium [A 2]	High [A 3]
<b>3. Step</b>		
<b>Combination of [A] and [B] = Realistic Erosion or Compaction Risk [C]</b>		
Low [A 1]	Medium [A 2]	High [A 3]
<b>4. Step</b>		
<b>Diversion of Consequences for Soil Protection by Precautions,</b> Based on Best Agricultural Practice		
<b>precaution is guaranteed</b>	<b>precaution is not guaranteed continuously</b>	<b>precaution is not guaranteed</b>
<b>CASE 1</b>	<b>CASE 2</b>	<b>CASE 3</b>
for example: Best Agricultural Practice is realised and guarantees optimal soil cover	for example: Best Agricultural Practice means an increased soil cover by changing the land use management	for example: Best Agricultural Practice includes special methods for increased soil cover and land structuring

**3. Infrastructure for the reduction in erosion by wind and water and soil**

arrangement/rearrangement of the field shape, alteration of land use type, construction of farm roads and country roads, filtering edges, shelter-belts and wind-breaks around endangered fields and at waters. The case 3 means also prevention of hazards, caused by heavy rains or wind events.

**Conclusions:**

Like the concept of "critical load inputs" for chemical pollutants, such a system would enable the quantification of soil state and soil condition for decisions concerning soil carrying or load capacity. The most important step is the assessment of land use pressure on soil in terms of soil load capacity and the driving forces for land use. These results may determine the required response level. Under a balanced

condition, Best Management Practices may help ensure sustainability is maintained; slightly disproportional results may suggest that additional special agricultural management techniques are needed, while significant differences may indicate the need for additional land use adjustments or changes in the technical management.

The indicator system is ideal for applications in North-Eastern Germany in all moraine areas and areas at risk of water and wind erosion as well as soil compaction.

**References**

Frielinghaus, Mo., Brandhuber, R., Schmidt, W. (2001): Vorsorge gegen Bodenerosion im Bodenschutzrecht. Wasser Boden, 53/9, 25-31  
 Frielinghaus, Mo., Petelkau, H., Schäfer, H., Seidel, K., Müller, L. (2001): Soil indicator Systems. Arch. Of Agronomy and Soil Science Vol 47, pp. 19-35

**Problems of reclamation of land changed by aggregate mining industry, discussed on the base of the "Dobroszów Wielki" deposit in Lubuskie Province**

Dr. eng. Michał Drab

The areas, which have been changed as a result of all-in aggregate mining industry activity, are constantly taking up more space. The planed in nearest future development of motorways, fast roads and expansion of housing estates increased acreage of aggregate excavations significantly. The new created areas are strongly diverse and needed to be reclaimed. Usually, the small excavations are being filled with mineral ground or communal wastes up to the level of the surrounding terrain and are developed like in the neighborhood. However, there are serious problems to develop large excavations. Extremely important is to make choice of the right reclamation direction. The reclamation can be aimed at directions such as forest, water (recreational reservoirs for anglers, swimming pools) and permanent grassland. The agricultural direction on such areas is not advisable. These conclusions have been confirmed by the research carried out on the former "Dobroszów Wielki" all-in aggregate deposit.

After the ending of aggregate exploitation, the author of changes, ZEK Zielona Góra, has made the following work:

- spreading on the surface the waste aggregate, i.e. aggregate with eye diameter under 1 mm,
- spreading on the surface masses of the ground from the piles (built from the soil outlay),
- sowing mineral fertilizer,
- sowing plant composition: narrow leaves lupin + white melilot.

Then fields have been handed over to the local farmers for cultivation.

The results of such reclamation have proved to be very mediocre. The crops of the plants cultivated on these areas were very poor. The reason of the initiated research work was to work out methods allowing to restore the changed areas to farming.

The research results have shown, that new created grounds had unfavorable physical, chemical and biological properties. The earthworks have been done carelessly. There have been found terrain unevennesses, but first of all, earth masses have been compacted very strongly. The very compact groundmasses were cause of low water permeability. That has caused forming of marginal lakes in small terrain pits, even at little precipitations (during early spring months). The new created grounds had little water and air capacity, and they were very acidic. The content of organic matter was low. Also, the contents of mineral components, in both general and available forms, were low.

The experiment done in such conditions, using ploughings at two depths and diversified mineral fertilization, has revealed, that used agricultural science methods had not affected physical properties of the examined grounds. The

used agricultural science methods have affected chemical properties favorably. The used liming in dose of 5 tons per hectare of  $\text{CaCO}_3$  clearly changed reaction. pH during the first year after application has increased by 2 units. As the years went by, grounds pH has been decreasing and after 5 years it has reached the state from before the experiment. Also, under influence of agricultural science methods the content of organic C and the N, P and K general form components have been changed essentially. The sorptive capacity (T) has increased clearly as well. The used factors in the experiment have not changed available forms of phosphorus and potassium. Already, after the year, since mineral fertilization had been applied, the improvement in enzymatic activity of urease, amylase and invertase has been reported. The reflection of progressive improvement of ground properties on the area in question was the harvest of cultivated plants.

The most useful plant in such conditions from among plants (rye, rape, barley, and potatoes) growing during the first year, turned out to be rye. The rye crops were biggest under the influence of the most intensive fertilization. The obtained results show, that the restoring period of changed areas to farming is very long and it is necessary to incur high expenditures.

The analysis of the obtained results proves, that the choice of agricultural direction for the changed aggregate areas is very doubtful. It seems, that high expenditures incurred due to farming grounds reclamation, where granular metric composition and most properties are very unfavorable for cultivated plants, implying other

direction for the development of the areas in question.

## The long-term effects of post-mine dump areas reclamation

Greinert A., Greinert H.

### 1. Introduction

As the result of the brown-coal exploitation with the open-pit method the wide excavations surrounded by the dump areas are originating. Very oft the properties of such grounds are too bad for the effective biological reclamation process. The example of this situation is an area in the southern part of the Lubuskie Province, not far from Łeknica/Neisse-city.

The terrenes like this, characterized by the less of soil cover, very poor of nutrients and without stabilized microfauna and microflora, are very difficult for developing. Their defective chemism caused the difficulties in the plants-cultivation. Additionally, very oft the grounds like this are heterogeneous and have very bad physical properties (compaction by the heavy reclamation equipment).

The experiment founded on this area answer on the question, what is limiting factor of the plant growing on the reclaimed object near Łeknica-city. It gives a possibility to making conclusions in the subject of reclamation processes on the areas similar to investigate.

Among others were worked out the results, which presenting the necessity of NPK-fertilizing in the high doses, besides the neutralization with high doses of lime. The many negative reactions were obtained, which are connected with the using of the waste lime from zinc-plant in the high doses (8 Mg/ha\*).

In years 1987-1989 field experience was led above reclamation techniques of acid post-mining grounds. Afforestation possibility of such grounds with use of pine-trees was affirmed under condition of proper fertilization use. Very high efficiency of NPK fertilization were observed both in relation to new placing - 1-yearly as 6-years old.

After 12 years, counting from fertilizations stop, cycle of investigations was executed, to show long-term effects of applied reclamation techniques.

### 2. Methods

On the experimental fields, established in 1987 in vicinity of Łeknica/Nysa Łużycka, in 2001 from each combination (control, control + CaCO<sub>3</sub> and NPK - table 1) 5 trees were felled. The basic parameters: height, annual growth and diameter above 130 cm from the ground were measured. Also the weight of needles and its length were determined.

Table 1. The fertilizing combinations

No of raw	NPK [kg/ha/year]	Lime [t/ha]
3	0	0
8	0	8
23	N-100 + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -70 + K <sub>2</sub> O-160	0
43	N-100 + P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -70 + K <sub>2</sub> O-160	8

The addition of lime (8 t/ha) was put into experimental schedule to get information, to what degree over-liming can retard pine-trees growth. Heavy lime doses (30-50 tons per hectare), used to remove the acidity caused by pyrite (Fe<sub>2</sub>S) oxidation already during first phase of reclamation, made this effect possible.

### 3. Results

The summarized results are presented in the table 2. One can see the positive effect of the fertilization executed before 12 years. Pine-trees growing on the fertilized experimental plots are distinctly higher, their annual growth is also more intensive. The increase of trunks diameter, measured 130 cm above ground, under the fertilizer application was also observed. In the conditions under additional NPK application, the whole soil surface look different. First of all, the litter horizon was distinctly thicker.

Addition of 8 tons CaCO<sub>3</sub> per hectare retarded to some extend the pine-plants growth. This may be not the direct negative influence of higher pH-value on plants, but rather availability decrease of phosphorus (chemical sorption) and potassium (Ca : K ion antagonism). Such explanation is supported by visual symptoms of P and K deficiencies on the plants. Additionally one fact is very important, that on the NPK + CaCO<sub>3</sub> treatment such reaction did not occur.

The long-term effect of fertilizer application on weight and length of needles was not detected, but when one take into consideration

that the fertilized trees have better developed heads, their assimilation ability is higher.

Table 2. Chosen parameters presenting the results of pine-trees growth. A – pine-trees 16 years old, B – pine-trees 22 years old. Mean value of 5 trees.

Combination	Height [m]		Annual growth [cm]		Diameter [cm]	
	A	B	A	B	A	B
“0”	7.24	8.82	51	53	5.64	5.82
“0” + CaCO <sub>3</sub>	6.91	7,16	52	45	5.73	4.92
NPK	8.28	9.65	61	61	6.69	6,71
NPK + CaCO <sub>3</sub>	8.84	9,29	65	60	7.17	6.64

Figure 1. Today’s view at the experimental fields, established in 1987 in vicinity of Łęknica/Nysa Łużycka

#### 4. Conclusions

- The long-term effect of NPK fertilizer application on young pine seedlings, used in post-mine dumps reclamation process, was after 12 years still significant.
- Additional lime doses decreased the plant growth only on the control (“0”) plots.

#### 5. References

Greinert H. (1990): *Recultivation of phytotoxic Miocene sands*. “Contaminated Soil ‘90”. Kluwer Academic Publ. p. 303-310.

Greinert H. (1996): *Rekultywacja leśna utworów pokopalnianych w rejonie Łęknicy*. Politechnika Zielonogórska. Zeszyty Naukowe nr 114; Seria 6. Inżynieria Środowiska. s. 91-111.

## Heavy metal status of the urban soils in Zielona Góra area

Greinert A.

### 1. Introduction

Urban soils in one's chemical composition contain many compounds, potentially dangerous for living organisms, whether this directly, whether behind mediation of food and waters. Among them it turns special attention onto heavy metals and oil derivatives. In some locations, particularly near industrial sites, different chemical compounds, as: chlorides, fluorides, cyanides and other must be also taken into account.

In hitherto existing scientific investigations about urban soils, most attention were dedicated to heavy metals content. It is consequence of potential harmfulness of heavy metals for man as well as for other elements of environment, at small chances onto soils oneself spontaneous cleaning in a short time. Isolation of soil showing excessive content of heavy metals through plotting of clean material from the outside is short-term and dangerous solution. Contaminated material can be transported onto surface during earthworks, it can also migrate to ground waters with the rain waters. This last danger is this larger, that it can happened without symptoms observed on the soil surface and plant cover. From this reasons also, in many countries legislation, one introduced heavy metals content limit values for the urban soils. On basis of contaminants concentration level, possibility uses of soils, necessity of disconnection from uses and needs of soils decontamination are established.

### 2. Results

In accordance to polish remarks, given by the Institute of Cultivation, Fertilization and Soil Science in Puławy (Kabata-Pendias 1995), most of analyzed in Zielona Góra urban area soils contain heavy metals in concentrations no threatening environment. This situation is scheduled in table 1.

Table 1. Contribution of Zielona Góra urban soils layers, containing heavy metals in defined by the IUNG in Puławy soil pollution degrees (Greinert A. 2003)

Metal	„0”	„I”	„II”	„III”	„IV”	„V”
	%					
Cd*	25.0	75.0				
Cd**	55.0	42.0	2.4	0.6		
Cu*	28.0	34.9	30.6	3.3	3.2	
Cu**	91.6			3.0	5.0	0.4
Ni*	64.5	35.5				
Ni**	56.0	41.9	1.7	0.4		
Zn*	16.1	32.3	48.4	3.2		
Zn**	43.0	31.8	21.9	3.3		
Pb**	90.0			9.2	0.6	0.2

\* - part of superficial layers (0-20 cm) on defined level of cleanness, relating to all superficial layers

\*\* - part of layers (0-150 cm) on defined level of cleanness, relating to all layers of soil sections

In accordance with new Ordinance of polish Ministry of Environment, in matter of quality standards of soils and quality standards of grounds (Dz.Ust. 02.165.1359), described soils in most fulfill the requirements of group “B” – for agricultural soils, forests, wooded grounds, waste lands, built-up and urbanized grounds. Large part fulfils more restrictive requirements – defined for group “A” – areas of special protection on basis of regulations of Water Rights and Nature Protection Act. Only in few areas one met soils contaminated above limit values of “B” level. Main problem connected with this situation is, that such soils no always occur in areas classified as “C” group – industrial terrains, mineral uses and communication terrains. These soils have to be registered as polluted and considered in the program of urban grounds cleaning.

In Zielona Góra among heavy metals largest problems were connected with content of copper and lead. Raised concentration of cadmium was observed seldom than Cu and Pb. It can be explained as the result of smaller emission to environment of this metal or larger Cd mobility in soils. Nickel and zinc are in soils in comparatively lower concentration. Additionally zinc is mostly accumulated in superficial soil layers. This fact it was been possible to explain by dusts from energetic materials burning subsidence from the municipal boiler rooms occurring in Zielona Góra in great number.

Some authors perceive different sources of heavy metals also. Beyond incoming of heavy

metals to urban soils direct way – with anthropogenic materials mixed with soil mass, and indirect – in form of dusts plotted onto surface of soils, they describing heavy metals presence in urban soils as result of technical infrastructure provision (Palm and Östlund 1996).

In urban areas, content of heavy metals in soils is dependent on from degree of industrialization and urbanization, communication routs system, energy and warmth production technology, city arrangement and many other factors. Investigations of Maciejewska i.e. (2000) are showing raised concentration of zinc, copper, lead, cadmium, manganese, chrome and iron in soils of Warsaw's agglomeration as result of urban routs system construction. Moreover authoress noticed presence in large urban centers many different sources of heavy metals, what hushes up of streets onto height of theirs content. In Zielona Góra it was been possible to find some of analogous takings. In refer to biggest roads of city opposite result was affirmed, expressed by smaller concentration of heavy metals in soils of wayside terrains. It results this from small time of exposition of soils located at newly built roads. Additionally, during the building processes primary soil layers became deeply mixed, what caused effect of thinning of heavy metals in soil mass. One should to notice also, that part of materials creating described soils at present, became from terrains lying out of the city.

Potentially high mobility of heavy metals of communication origin in soils is negative propriety of Zielona Góra urban soils, what can be connected with contaminants proprieties and soils low sorption potential. This thesis finds covering in results of Greinert H., Greinert A. and Ogrodnik works (1998).

### 3. Conclusions

- The most of analyzed soils in Zielona Góra urban area contain heavy metals in concentrations no threatening environment.
- Among heavy metals largest problems in Zielona Góra are connected with content of copper and lead.
- Potentially high mobility of heavy metals of communication origin in soils is negative propriety of Zielona Góra urban soils, what

can be connected with contaminants proprieties and soils low sorption potential.

### 4. References

- GREINERT H., GREINERT A., OGRODNIK M.: *Ocena wpływu drogi E-65 na zanieczyszczenie metalami ciężkimi przyległych do niej pól uprawnych*. Mat. 3 Polsko-Niemieckiej Konferencji Naukowej "Ekologia Pogranicza", s. 102-108; Gorzów Wlkp. 1998.
- KABATA-PENDIAS A.: *Podstawy oceny chemicznego zanieczyszczenia gleb. Metale ciężkie, siarka i WWA*. Biblioteka Monitoringu Środowiska. PIOŚ, IUNG Warszawa 1995.
- MACIEJEWSKA A., KWIATKOWSKA J.: *The influence of anthropogenic factors on degradation of soil along highways as well as in the city of Warsaw*. First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, vol. III, s. 749-754, Universität-GH Essen 2000.
- PALM V., ÖSTLUND C.: *Lead and zinc flows from technosphere to biosphere in a city region*. THE SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 192; 95-109. ELSEVIER SCIENCE B.V. 1996.
- ROZPORZĄDZENIE MINISTRA ŚRODOWISKA z dnia 9 września 2002 r. w sprawie standardów jakości gleby oraz standardów jakości ziemi. Dziennik Ustaw 02.165.1359 z dnia 4 października 2002 r.

## FRACTIONS OF SELECTED HEAVY METALS IN SOILS OF THE SANITARY PROTECTION ZONE OF THE 'LEGNICA' COPPER SMELTER

Mocek A. \*, Spychalski W. \*, Bielińska E.J. \*\*

### Introduction

The establishment of copper industry in Legnica - Głogów region (Fig.1) resulted in environmental contaminations of air, water and soil. Copper smelters discharge into the atmosphere noxious gases and metal-bearing dusts, which contain considerable quantities of such metals as: Cu, Pb and Zn and smaller amounts of Cd, As, Bi and others. These emissions, especially in 1970s, when copper production was growing from year to year, caused strong pollution or even contamination and degradation of soils, especially those situated in close neighbourhoods of the smelter. At the end of 1980s and beginning of 1990s, a special Sanitary Protection Zone was established around the Legnica Copper Smelter. All soils situated in this zone were excluded from agricultural production and a process of reclamation of these areas was initiated. Simultaneously, a multi-stage plan was introduced in the Legnica Copper Smelter, which resulted in a serious decrease of emissions of metal-bearing dusts into the environment.



Figure 1. Location of the investigated areas.

### Materials and Methods

The performed experiments comprised two soil transects situated in the zone of sanitary protection of the Legnica Copper Smelter. The ob-

ject of analyses included diluvial soils and black earths (*Phaeozems*) along the eastern direction from which samples were collected (9 samples) from the topsoil at distances 500 to 2500 m from the centre of emissions as well as from lessive soils (*Luvisols*) along the western direction. The examined soils, from the point of view of their texture, are classified as dust silt formations (according to PTG) or loams (SiL). The concentration of colloidal clay ranges from 8–15 %. The reaction of the investigated soils varied and was contained in the interval of  $pH_{H_2O}$  from 5.20–8.00 and 4.30–7.40 when determined in 1 M KCl. The content of organic carbon was relatively high and ranged from 0.9 to 4.11 %.

The objective of the performed investigations was to determine, using the Zeien and Brümmer method [7], different bonding in soils of such heavy metals as: Cu, Pb and Zn with the aim to ascertain the degree of their mobility in the soil cover, in other words an attempt was made to estimate their toxicity for living organisms. The employed method identifies seven different fractions (various binding of a given metal with soil).

### Results and Discussion

The highest total concentrations of Cu, Pb and Zn were found, primarily, in immediate neighbourhoods of the emission source, mainly in the eastern direction where, on the basis of the obtained results, the acceptable concentrations of the analysed elements were exceeded. The extreme values ranged as follows: 151–2225  $mg\ kg^{-1}$  for copper, 63.4–709.04  $mg\ kg^{-1}$  for lead and 102.76 to 282.89  $mg\ kg^{-1}$  for zinc (Tab.1). When individual soils subjected to fractionation by means of the Zeien and Brümmer sequence method were analysed, it was found that in the case of Cu and Pb, the highest amounts (Tab. 2) and percentage share in relation to the total concentration was found in fraction IV (Fig. 2). These are forms of bonds of heavy metals with organic substances. On average, their proportion amounted to 40.8 % and 32.7 %, respectively (Fig. 2). The highest concentrations of copper and lead in this fraction can be attributed to a strong sorption of these metals by organic and organic-mineral colloids and to the process of development of non-soluble metal-organic chelates. Copper percentage distribution in the remaining fractions was found to range in the interval from 17.9 % (exchangeable fraction II) to 6.9 % (easily soluble fraction I) (Fig. 2). A high percentage proportion of lead was found in

\* Department of Soil Science August Cieszkowski Agricultural University of Poznań, POLAND

\*\* Institute of Soil Science and Environmental Management, Agricultural University of Lublin, POLAND

bonds of heavy metals with manganese oxides (fraction III) – on average over 25 % as well as in exchangeable form (fraction II) – over 20 % of its total concentration. On the other hand, its smallest quantities were found in easily soluble forms (fraction I) (Fig. 2).

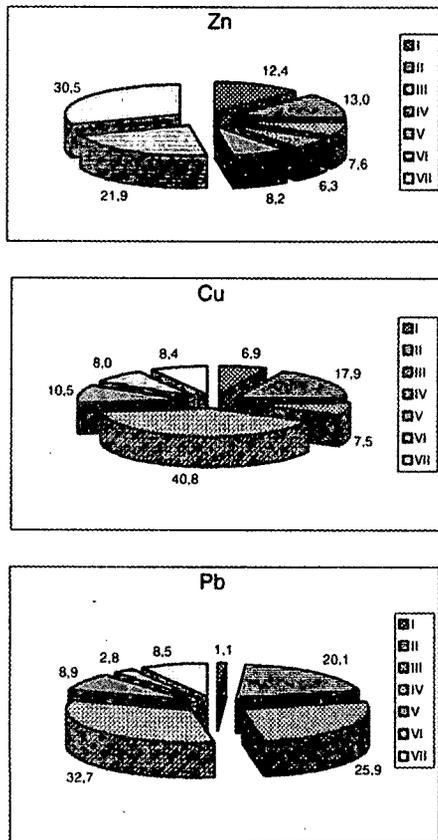


Figure 2. Percentage proportion of individual forms of Zn, Cu and Pb in relation to total concentrations.

The quantitative distribution of zinc was somewhat different. Its highest quantities were observed in fraction VII (residual bonds) – on average 30.50 % of its total quantity and in fraction VI (bonds with crystalline iron oxides) – nearly 22 %. A relatively high concentration of zinc was found in fractions I and II – 12.4 and 13.0 %, respectively. Similar amounts of heavy metals in individual fractions expressed as percentages of total copper, lead and zinc in soils situated near Copper Smelter Legnica have determined by other authors [1, 3, 4, 5] using sequential extraction procedures according to McLaren and Crawford [2] or Tessier et al. [6].

Table 1  
Contents of heavy metals

Heavy metals	Range	Average
Zn	102.76-282.89	177.48
Cu	151-2225	866.02
Pb	63.4-709.04	283.18

Table 2  
Amounts of individual fractions

Heavy metal	Fractions						
	I	II	III	IV	V	VI	VII
Zn	1.15-35.90	4.90-26.81	3.64-11.79	4.10-9.95	5.52-10.83	17.34-26.71	17.10-53.70
Cu	2.83-18.13	6.71-34.68	1.98-10.95	18.75-54.76	7.87-12.16	5.22-13.80	4.98-13.47
Pb	0.07-4.16	10.6-38.40	21.61-33.41	16.84-40.62	6.73-13.02	1.74-4.41	5.23-11.32

### Conclusions

Summing up, it can be said that soils occurring in the sanitary protection zone of the Legnica Copper Smelter were found to contain excessive quantities of heavy metals which occurred primarily in fractions from I to IV, that is to say, in more or less mobile bonds. This refers, in particular, to copper and lead where the above-mentioned fractions make up to 80 % of the total content. Such quantities of the analysed heavy metals can, undoubtedly, have influence on their excessive accumulation in living organisms resulting in disturbances in their growth and development.

### References

- Gworek B., Mocek A. (2003): Comparison of Sequential Extraction Methods with Reference to Zinc Fractions in Contaminated Soils. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 12, No 1, 41-48.
- McLaren R.G., Crawford D.V. (1973): Studies on soil copper. 1. The fractionation of Cu in soils. Soil Sci. 24, 443.
- Mocek A. (1989): Możliwości racjonalnego zagospodarowania gleb chemicznie skażonych w przemysłowych strefach ochrony sanitarnej. Roczn. AR w Poznaniu. Rozprawy Naukowe 185, 97.
- Mocek A. (1992): Formy cynku w glebach deluwialnych steefy ochrony sanitarnej Huty Miedzi Legnica. Roczn. AR w Poznaniu. CCXXXV, 41-49.
- Mocek A., Kociałkowski Z.W., Mocek I. (1991): Frakcje ołowiu w deluwialnych glebach strefy ochrony sanitarnej Huty Miedzi Legnica. Roczn. AR w Poznaniu. CCXXVI, 123-130.
- Tessier R., Campbell P.G.C., Bisson M. (1979): Sequential extraction procedure for the speciation of particular trace metals. Anal. Chem. 51, 844.
- Zeien H., Brümmer G.W. (1991): Ermittlung der Mobilität und Bindungsformen von Schwermetallen in Boden mittels sequentieller Extraktionen, Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 66, I, 439.

## Magnetic Susceptibility and Heavy Metal Content in upper Horizons of Forest Soil in Areas with Low Pollution Influx

Z. Strzyszc<sup>1)</sup>, R. Bednarek<sup>2)</sup>

### Introduction

The air pollution influx on forest soil in Poland is diverse and is dependent from emission sources (concentration, dust collection facilities, stock height etc.). The main source of magnetic susceptibility and heavy metals is dust-fall, both dust and aerosol fraction (Dedik et al. 1992, Strzyszc, Magiera 1998, 2001). On the base of monitoring data of emission, immission and total dust-fall parameters in Poland some areas with increased ecological hazard was identified. The fly ashes are most common among the dust pollution. (Ochrona Środowiska 1981). It is result of hard and brown coal burning that is still the dominant source of energy in Poland. The coal is burning not only in large power plants but also in thousands of small urban boilers and millions of home hearths (so-called "low emission"). Among so-called "clean" regions is area of former Toruń Province where the total annual dust emission is between 7 000 and 15 000 tons/year.

Since 1986 The Research Institute of Forestry in Warsaw (IBL) measures the total dust-fall on forest areas belong to individual State Forest Regional Directorates. In case of former Toruń Province the total dust-fall is measured in 7 Forest Districts (Monitoring Techniczny 1993). The former Toruń Province produced 0.4% of total national dust emission and for example former Katowice District (most industrialized) produced over 25%. According to IBL the average dust-fall in forest areas is between 15 – 50 g/m<sup>2</sup>/a and maximal 60 – 670 g/m<sup>2</sup>/a. The main sources of heavy metals in topsoil are dusts deposited on the surface. The former studies showed the high correlation coefficients between magnetic susceptibility and heavy metals, mostly Pb and Zn (Magiera, Strzyszc 2000).

### Materials and Methods

The archival samples from Toruń University collected during the study of model soil profiles from Toruń area (*Project KBN no 6P04G 01114*) led by Prof. Bednarek. The samples were taken in old pine forest stands (65 – 107 years old). Among the soil types most common

<sup>1)</sup>Institute of Environmental Engineering , Polish Academy of Sciences, ul. M. Skłodowskiej-Curie 34, 41-819 Zabrze, Poland.

<sup>2)</sup>Departament of Soil Sciences of Nicolas Copernicus University in Torun, ul Sienkiewicza 30/32, 87-100 Torun, Poland

were podsoles, podsollic soils and arenosols. Magnetic susceptibility ( $\chi$ ) was measured in total 26 established within the project, but only samples from 4 soil pits will be discussed. The  $\chi$  value was measured in laboratory using MS2B "Bartington" Magnetic Susceptibility Sensor. The AAS methodology was applied for heavy metal determination. Before the measurement the soil samples were extracted in 2 M HNO<sub>3</sub>, according to VSBo procedure (VSBo 1987).

### Results

The bedrock in study area is lack of rocks with naturally increased susceptibility value (basalt serpentinite etc.) therefore one may say that increased  $\chi$  value observed in the uppermost layers of topsoil profile is only the result of anthropogenic pollution as a result of industrial and urban dust-fall connected with local sources of emission or transported from surrounded areas with highest emission (e.g. Bydgoszcz Province where the dust emission is between 52 and 75 tons per year). The technogenic character of magnetic signal is confirmed by vertical distribution of  $\chi$  value in soil profile, where values over  $10 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  are located in the uppermost soil horizons (Tab. 1). In profiles 2, 3 and 4 the Pb content in Of/Oh subhorizon exceeds boundary value of 50 mg/kg (Tab. 1). In some litter subhorizons Pb dominated over Zn (profile 1,2,3,4). It is probably result of specificity of Pb contained in fly ashes that is emitted mostly in aerosol fraction (Koniecznyński 1982).

The observed correlation coefficients between  $\chi$  and Zn, Pb or Cd in individual soil profiles are different (Tab. 2). The highest correlation is observed with Pb what was observed also in industrial areas of Katowice Province (Strzyszc, Magiera, 1998). The  $\chi$  values over  $10 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$  were observed also in uppermost horizons of Albic Luvisols, Fibric Histosols, Fluvic Combisols and Mollic Gleysols.

### Conclusions

Magnetic susceptibility as an easy measurable parameter can be used to determination an ecological hazard being the result of soil contamination even in areas with considerable low susceptibility value ( $< 30 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ).

Magnetometry can be applied especially in forest areas where the distribution of susceptibility value and soil contaminant can be observed in natural topsoil profile.

Usually the increased susceptibility (over  $30 \times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ) is accompanied by increased Pb content over the limit of 50 mg/kg (for Pb extractable in 2M HNO<sub>3</sub>).

### References

Dedik A.N., P. Hoffmann, J. Ensling, 1992. Chemical characterization of iron in atmospheric

aerosols. Atmospheric Environment, 26A, 2545 - 2548.  
 Koniecznyński J., 1982. Skuteczność pracy elektrofiltrów a emisja metali śladowych w spaliniach elektrowni węglowych. Ochrona Powietrza, 1-3, 7-14.  
 Magiera T., Strzyszczyk Z., 2000. Using of field magnetometry in estimation of urban soil degradation. Proceedings of First Internationale Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas. University of Essen, Germany, July 12-18, vol. 1, p.105-110.  
 Monitoring Techniczny 1986-1992, IBL, Warszawa, 1993.

Ochrona Środowiska 1975 - 1980. GUS Warszawa 1981.  
 Strzyszczyk Z., T. Magiera, 1998. Magnetic Susceptibility and Heavy Metal Contamination in Soils of Southern Poland. Physics and Chemistry of the Earth, 9-10, 1127-1131.  
 Strzyszczyk Z., T. Magiera, 2001. Record of industrial pollution in Polish ombrotrophic peat bogs. Physics and Chemistry of the Earth, 11-12, 859-866.  
 VSBo - Commentary on the ordinance relating to pollutants in soil, published by the Swiss Federal Office of Environment, Forests and Landscape, Bern 1987.

**Table 1.** Magnetic susceptibility and of Zn, Pb and Cd contents in soil profiles from Toruń Province

Profile nr, soil type and place	Genetic horizon	Depth (cm)	Magnet. Susc. ( $\times 10^{-8}$ m <sup>3</sup> /kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
1 Podzol (Otloczyn)	Ol	10-9,5	-13,8	34,5	12	≤ 0,05
	Of	9,5-0	61,8	23,5	41,5	< 0,05
	AEes	0-15	4,3	5	5	< 0,05
	Bhfe	15-25	3,5	4,5	5	0,6
	Bfe	25-50	7	10	≤ 0,5	1,2
	C	50-160	5,5	2,5	≤ 0,5	1,3
2 Podzol (Wakop)	Ol	11 9	-4,1	39,5	5	0,05
	Of	9 1	35	47	47,5	0,1
	Oh	1-0	36,6	44,5	60,5	0,25
	Ees	0-7	7,2	3,5	5,5	0,2
	Bhfe	7 10	7,7	10	14	< 0,05
	Bfe	70 30	7,3	12	≤ 0,5	< 0,05
	C	30-50	8,2	9,5	3	< 0,05
	Bb	50-90	8,3	11	2,5	< 0,05
	IIAb	90-105	156,3	24	7	< 0,05
IIC	105-150	7,5	10,5	≤ 0,5	0,6	
3 Podzol (Olek)	Ol	10,5-10	-1,1	27	4	< 0,05
	Of	10 2	66,3	34	66	0,4
	Oh	2-0	65	26,5	58	0,45
	AEes	0-12	4,1	2,5	8,5	< 0,05
	Ees	12 20	2,7	2,5	5	< 0,05
	Bhfe	20-30	3	7,5	≤ 0,5	< 0,05
	Bfe	30-105	5,3	5	≤ 0,5	< 0,05
	C	105-160	2,8	4,5	≤ 0,5	0,25
4 Arenosol (Gronowo)	Ol	7,5-7	1,1	29,5	6	< 0,05
	Of	7 1	67,3	34	25,5	1,15
	Oh	1-0	81,8	25,5	70	0,25
	AEes	0-3	14,6	5,5	7	< 0,05
	Abv(p)	3 20	12,5	4	6,5	< 0,05
	Bv	20-40	16,8	4	4,5	< 0,05
	BvC	40-100	10,4	3	1,5	≤ 0,05
	C	100-150	3,7	3	< 0,5	< 0,05

**Table 2.** Correlation coefficients between magnetic susceptibility ( $\chi$ ) of different kinds of soil and heavy metals (Zn, Pb) in Toruń Province

Profile nr	Soil type	Place	Age of trees	Zn	Pb	Cd
1	Podzol	Otloczyn	80	0.30	<b>0.98</b>	0.97
2	Podzol	Wakop	107	0.56	<b>0.92</b>	0.64
3	Podzol	Olek	95	0.71	<b>0.92</b>	0.88
4	Arenosol	Gronowo	65	0.42	<b>0.83</b>	-1.00

## Magnetic Susceptibility of Forest Soil in Poland - Germany Border Area

Z. Strzyszc and T. Magiera

### Introduction

The method of magnetic mapping is based on simple assumption that magnetic iron oxides are components of many industrial and urban dusts, emitted into the atmosphere and finally deposited on the soil surface. Their presence in topsoil can be easily detected by measurement of magnetic susceptibility ( $\chi$ ). Industrial dust contains also a significant portion of heavy metals connected with the magnetic particles produced during the combustion of fossil fuels, and during other high temperature processes (metallurgy, cement production, etc) (Strzyszc 1989 1993, Strzyszc et al., 1996).

In Poland - Germany border area as well as in northern and western Bohemia there is a concentration of many thermal power plants burning the local brown coal (Fig. 1). In spite of fact that only few of them is located on the Polish site of the border the predominating westerly and south-westerly winds cause the pollution transport towards the Polish area. The pollutions are deposited on the forest topsoil in forest complexes located along the Nysa and Odra River. According to Gross (2000) the share of south-westerly and westerly winds in the total wind-rose in Lausitz area is about 45%. According to the Research Institute of Forestry (IBL) the average dust fall measured along the transect Sieniawka (Zittau) - Zgorzelec (Goerlitz) - Leknica (Bad Muskau) - Olszyna (Frost) - Gubin (Guben) - Slubice (Frankfurt) - Kostrzyn (Manschrow) - Krajnik (Schwedt) - Swinoujscie (Ahlbeck) in 1986 was between 25 and 500 g/m<sup>2</sup>/a, with average maximum 50 - 1000 g/m<sup>2</sup>/a. According to Polish Standards the limit is 200 g/m<sup>2</sup>/a.

### Materials and Methods

The samples for compilation of magnetic susceptibility map of Poland were taken in 5 x 5 km grid from 20 cm topsoil layer on both forest and open areas (Magiera et al. 2002). For a better comparison between forest and agriculture areas the forest litter was removed before sampling. To find the real  $\chi$  value of forest litter, where usually the magnetic particles and other dust pollutant are accumulated additional study in forest areas were

performed. In every Forest Department located along Nysa and Odra Rivers and on Uznam and Wolin Island, between 3 and 5 soil pits were located. Soil samples from each litter horizon (Ol, Of and Oh) and lower horizons have been taken for the laboratory measurement. The low field magnetic susceptibility was measured using MS2B "Bartington". Additionally in Turów and Zgorzelec area 30 cm core samples were collected using HUMAX SH 300 sampler equipped with plastic tubes. Also some cores were located on the German site of the Border close to Boxberg and Schwarze Pumpe power plants and samples from 3 soil pits (100 cm deep) were located in Rosa - Taura - Neuglobsow (Bergmann 1998).

### Results

On the map of specific magnetic susceptibility ( $\chi$ ) of Polish soils, in the area along the German border many local "hot spots" are observed (Fig. 1). In the border area the general decrease of  $\chi$  value from the south towards the north is observed. The highest value was noticed in area of so-called "Black triangle" (Turossów). This is connected with pollution influx from Turow Power Plant emissions from the Polish site and power plants located in northern Bohemia and eastern Lausitz (Hirschweide and Hagenwerden, Boxegg Schwarze Pumpe). Still high susceptibility is observed in Zgorzelec area. The second "hot spot" is observed in Olszyna area as a result of immisions from Janschwalde, Cottbus, Vetschau and Lubenau Power Plants. Next "hot spots" are observed close to Slubice (probably the result of Urban emission from Frankfurt), Kostrzyń, and Cedynia. There may be also influx from emissions from iron plant from Eisenhuttenstadt and Schwedt refinery. The last anomaly in the north is in area of Szczecin.

The considerable higher values were noticed in forest topsoil (Table 2). This is result of accumulation of magnetic particles as well as heavy metals in the litter of forest soil that was removed during the sampling for compilation Geochemical Atlas and Magnetic Susceptibility Map of Poland (Lis, Pasieczna 1995).

Samples from Neuglobsow, Taura and Rosa has strongly anthropogenic character (Fig. 2) with highly increased susceptibility value in uppermost 5 to 7 cm and decrease of the value down to profile, with low (characteristic for diamagnetic material) susceptibility in C horizon.

### Conclusions

The forest area along the Nysa and Odra Rivers exhibits the many "hot spots" of enhanced topsoil

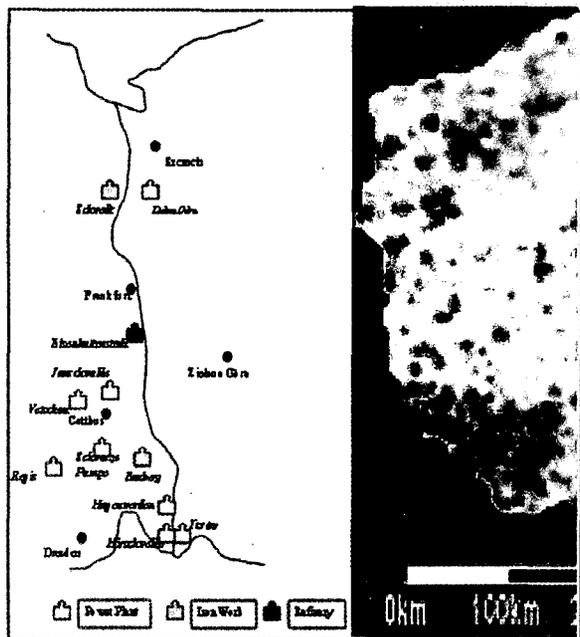


Figure 1. Map of the main sources of emission in Polish-German border area and magnetic susceptibility distribution in western Poland

magnetic susceptibility value due to industrial dust deposition from many industrial sources (mostly thermal power plants) located on the both sides of the border.

**References.**

Bergmann C., 1998. Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im

nordostdeutschen Tiefland. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung, Band 1, 1- 123.  
 Gross B., 2002. Windrose for Lausitz Area-Sächsisches Landsamt für Umwelt und Geologie Ref. 41, Gebietsbezogener Immissionschutz, Klimawandel, Dresden.  
 Lis J., Pasiczna A., 1995. Geochemical Atlas of Poland. PIG. Warszawa.  
 Magiera T., Lis J., Nawrocki J., Strzyszczyk Z., 2002. Magnetic Susceptibility of Silos In Poland. PIG Warszawa.  
 Strzyszczyk Z., 1989. Ferromagnetic properties of forest soils being under influence of industrial pollution. Air pollution and forest decline. In Proc. 14th Int. Meeting for Specialist in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. IUFRO, Interlaken, 201-207.  
 Strzyszczyk Z., 1993. Magnetic susceptibility of soils in the area influenced by industrial emissions. In Soil Monitoring. Monte Verita (ed.) Birkhäuser Verlag, Basel, 255-269.  
 Strzyszczyk Z., Magiera T., Heller F., 1996. The influence of industrial immisions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia. Studia geoph. et geod. 40, 276-286.  
 Strzyszczyk Z., Magiera T., 2001. Chemical and mineralogical composition of some ferrimagnetic minerals occuring in industrial dusts and contaminated soils Mitt. Deut. Boden. Ges., Bd. 96, H. 2, 697-698.

Table 1. Mean values of magnetic susceptibility of forest litter in border areas of Forest Departments located on Nysa and Odra River (in  $\times 10^{-8} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ ). Abbreviation: Si. - Sieniawka, Zg. - Zgorzelec, Łęk. - Łęknica, Olsz. - Olszyna, Gub. - Gubin, Ślub. - Ślubice, Kos. - Kostrzyń, Gryf. - Gryfino, Szcz. - Szczecin, Św. - Świnoujście, WPN - Woliński National Park

	Si.	Zg.	Łęk.	Olsz.	Gub.	Ślub.	Kos.	Gryf.	Szcz.	Św.	WPN
Litter (O)	392	311	277	500	334	200	193	158	120	50	50
Ah	171	129	169	150	171	110	114	94	50	20	15

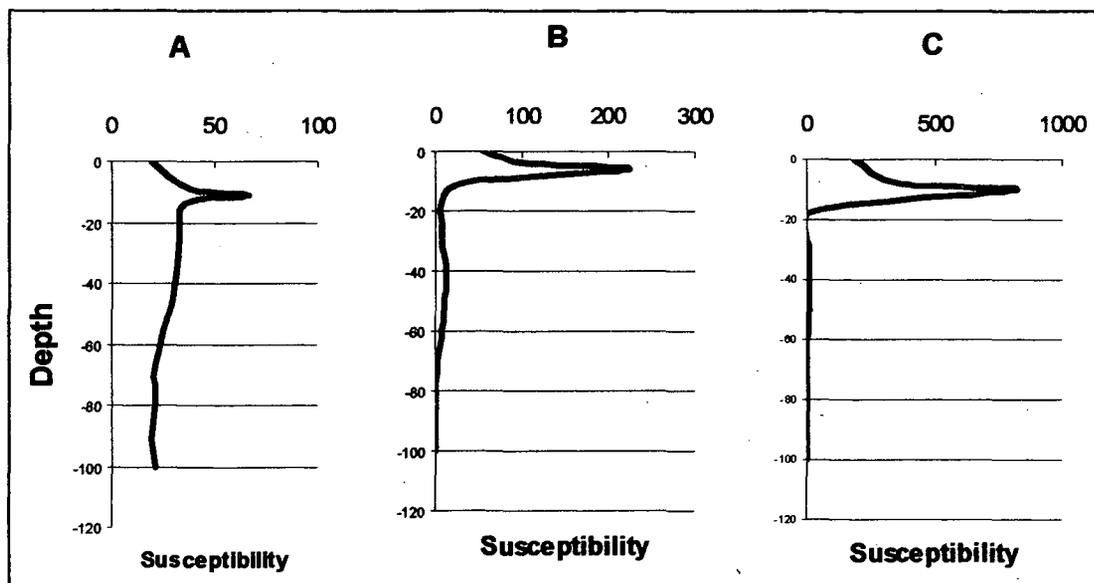


Figure 2. Vertical distribution of magnetic susceptibility in soil profile from Neuglobshow (A), Taura (B) and Rosa (C).

Soil as a biofilter of waste-waters

Stepniewska Z.<sup>1,2</sup>, Stepniewski<sup>3,1</sup> W.,  
Bennicelli R.P.<sup>2</sup>, Gliński J.<sup>1</sup>

Abstract

Contrary to natural wetlands the soils irrigated with waste-waters consist permanent, seasonal or periodical flooded systems. In the periodical wetlands the essential characteristic is the duration and frequency of irrigation, which changes the composition of gas and liquid phases of the soil.

The role of soil filter in purification of waste - waters after second step of treatment and its environmental consequences were studied.

Methods

The experimental field was located near biological wastewater treatment station of the city of Lublin (with 400 thousands inhabitants), Poland. The muck peat soil (Eutric Histosol) in the valley of Bystrzyca river was used as a biofilter for third step of wastewater purification (after mechanical and biological treatment). The field (11ha) was divided into smaller parts to obtain three experimental treatments (receiving natural precipitation and irrigated 10 times during vegetation season with total amount of 600 or 1200 mm of wastewater). In average the waste water contained: 25 g NO<sub>3</sub>-N m<sup>-3</sup>, 5 g m<sup>-3</sup> of total phosphorus (4,8 g m<sup>-3</sup> phosphate-P), Zn<2,0 g m<sup>-3</sup>, Cu<0,5 g m<sup>-3</sup>, Pb<0,50g m<sup>-3</sup>, Cd<0,10g m<sup>-3</sup> and the demand of oxygen: chemical and biological <150 gO<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> and <30g O<sub>2</sub> m<sup>-3</sup> respectively.

The fields constituting treatments were covered with the following plants: *Salix Americana* and mixture of grasses (with *Alopecurus pratensis*, *Phalaris arundinacea* and *Festuca pratensis* as a dominant species). At 10, 30, 50, 70 and 100 cm depth in soil profiles platinum electrodes (for measurements of Eh) and ceramic cups for extraction of soil solutions were installed. After introduction of waste water the redox potential, composition

of soil solution and of the emitted gases was analyzed.

Results

Effect of soil as a biofilter was connected with removal of waste - water components such as urea, nitrates as well as phosphorus and heavy metals. The transformation of nitrogen forms (to nitrites, ammonia and nitrous oxide) and its uptake by plant roots was related to soil redox conditions and to the time of residence of nitrates in the saturated zone (Fig.1).

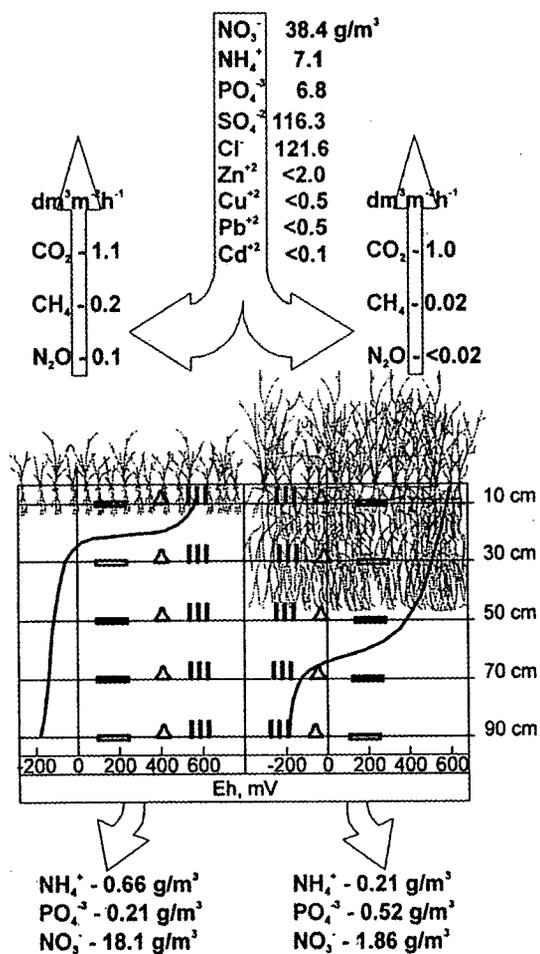


Fig.1. Scheme of the redox potential distribution within soil profiles for the meadow and *Salix Americana* treatment on the background of rooting depth and composition of input and recharge wastewater.

Concentration of phosphorus was reduced to the level of 1-1,5 g m<sup>-3</sup> as a result of uptake by plants or precipitation in the oxic zone as an iron (III) phosphate. The contents of Zn, Cu, Pb and Cd decreased in infiltrating water as a result of chemisorption and adsorption.

## Conclusions

After irrigation of soil with waste - water the emission of nitrous oxide and methane was observed. Evolution of the gases from the soil depended on the dose of waste - water and the flooding time. It can be noted that nitrous oxide was generated in the soil profile at Eh around 200-400 mV in the first step (2-4 days) after irrigation, while methane emission was observed under more advanced reduction (Eh between -100 and -150mV). The emission of nitrous oxide ranged from 0,02 to 0,1  $\text{dm}^3 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$  and that of methane - from 0,02 to 0,2  $\text{dm}^3 \text{m}^{-3} \text{h}^{-1}$  for meadow and salix fields.

## References

- Kotowski M., Stepniewska Z., Saczuk M., Kotowska U., Pasztelan M. (1999). The influence of irrigation of industrial crops with municipal wastewater on the changes of biogenic elements in soil and drainage water. (in Polish). *Acta Agrophysica*, 22, 93-113.
- Obarska-Pempkowiak H. (1991). Seasonal variations in the efficiency of nutrient removal from domestic effluent in a quasi-natural field of reed.
- Reddy K. R., Saccon P.D., (1980). Nitrate reduction in an soil-water system. *J. Environ. Qual.* 9, 283-288.

---

<sup>1</sup>Institute of Agrophysics, the Polish Academy of Sciences, ul. Doświadczalna 4, 20-290 Lublin 27, Poland

<sup>2</sup>Catholic University of Lublin, Department of Biochemistry and Environmental Chemistry, Al. Kraśnicka 102, 20-718 Lublin, Poland

<sup>3</sup>Institute of Environmental Protection Engineering, Lublin University of Technology, Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, Poland

**Conditions favourable to sorption of N<sub>2</sub>O in the soil**

Teresa Włodarczyk<sup>1</sup>, Zofia Stepniewska<sup>1,2</sup>, Małgorzata Brzezińska<sup>1</sup>, Witold Stepniewski<sup>1,3</sup>

**1 Introduction**

Increasing deposition of N-compounds cause environmental problems such as leaching of nitrate or enhanced emission of N<sub>2</sub>O, which adversely affects the chemistry of the atmosphere and contributes to global warming (Brumme and Beese, 1992, and Williams et al., 1992). The intensification of agriculture has led to significant environmental consequences (Galloway et al. 1995).

The principal trend is that the denitrification rate increases after NO<sub>3</sub><sup>-</sup> additions (Horn et al., 1994; Stepniewska et al., 1999).

Redox potential is the parameter characterizing the intensity of soil redox transformations. Several researchers found that denitrification can occur in soil if the Eh falls below 300 mV (Patrick and Jugsujinda, 1992).

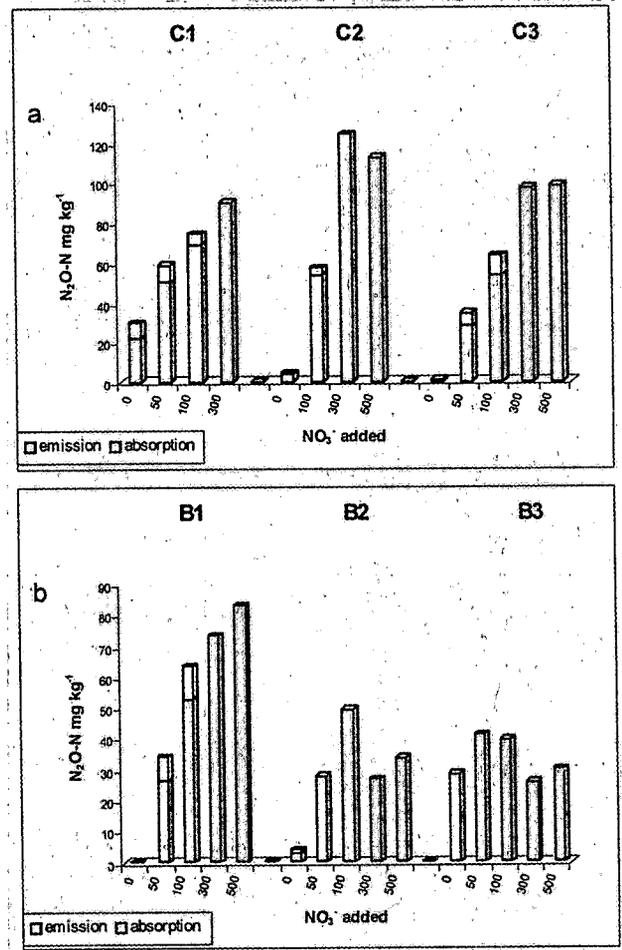
Six different loess soils incubated under flooded conditions were to examine the dependence wide range of doses of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> under anaerobic conditions on N<sub>2</sub>O emission or absorption and soil redox potential. The effect of nitrate on N<sub>2</sub>O absorption is not well documented.

**2 Materials and methods**

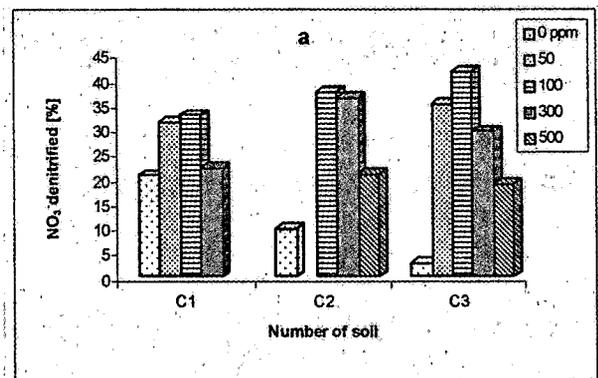
The model experiment was carried out using Polish loess arable soils, classified as an Eutric Cambisols (B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>, B<sub>3</sub>) and a Haplic Phaeozems (C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub>, C<sub>3</sub>) The soils were characterised by the amount of "native" nitrate of 23.8 – 110 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N kg<sup>-1</sup>, C<sub>org</sub>. 0.77 – 2.1 %, and pH 5.75 – 8.12. The soil samples were amended with KNO<sub>3</sub> in the following doses: 50, 100, 300 and 500 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N per kg dry soil, what corresponds approximately to 150, 300, 900 and 1500 kg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N per ha. The soils were incubated anaerobically (N<sub>2</sub> atmosphere with 2% C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) at 20°C for 7 days. N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> evolution was measured almost every day of incubation. The treatments were replicated three times.

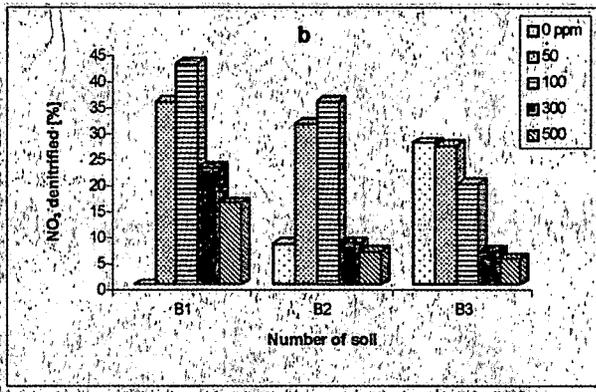
**3 Results**

Our results showed that it is possible to minimize N<sub>2</sub>O emission to the atmosphere by carefully regulating nitrate level. In this study, we found that lower nitrate content (to 100 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N kg<sup>-1</sup>) provides an opportunity to minimize the emission of this important greenhouse gas in the field among the others by its absorption.

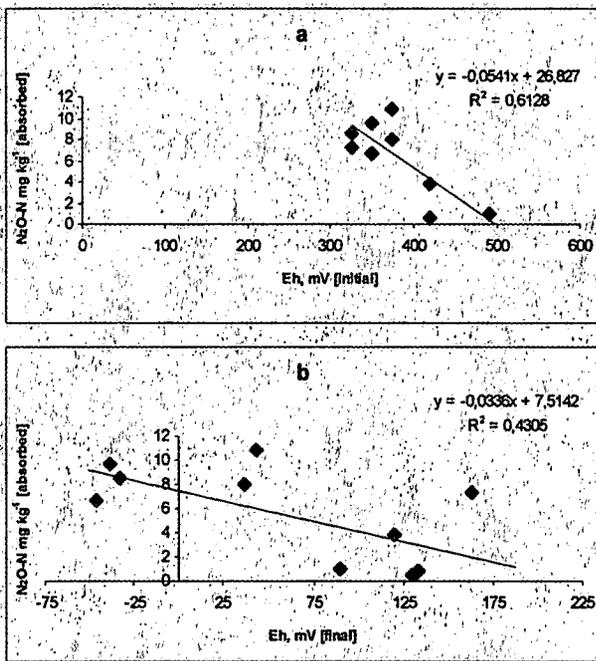


**Fig. 1.** Emission and absorption of N<sub>2</sub>O-N depending on N addition in Haplic Phaeozems (a) and Eutric Cambisols (b)





**Fig. 2.** Percent of  $\text{NO}_3^-$  denitrified depending on nitrate addition in Haplic Phaeozems (a) and Eutric Cambisols (b)



**Fig. 3.**  $\text{N}_2\text{O}$ -N absorption versus initial (a) and final (b) redox potential

#### 4 Conclusions

1. Most of the investigated soils showed ability to absorption of  $\text{N}_2\text{O}$  during seven days of incubation, which ranged from 1 to 32.5% of  $\text{N}_2\text{O}$  emitted.
2. The absorption of nitrous oxide strongly depended on amount of nitrate added and was inhibited by higher than  $330\text{-mg kg}^{-1}$   $\text{NO}_3\text{-N}$  content.
3. A drop of the redox potential on the average by more than 200 mV accompanied the absorption of  $\text{N}_2\text{O}$  and ranged from 163 to (-46) mV.

4. A negative significant linear relationship was found between nitrous oxide absorption and redox potential.

#### 5 References

Brumme, R. and Beese, F. (1992): Effect of liming and nitrogen-fertilisation on emissions  $\text{CO}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  from a temperate forest. *J. Geophys. Res.* 97: 12851-12858.

Galloway, J.N., Schlesinger, W.H., Levy, H., Michaels, A. and Schnoor J.L. (1995): Nitrogen fixation-antropogenic enhancement-environmental response. *Global Biochem. Cycles* 9: 235-252.

Horn, R., Stepniewski, W., Włodarczyk, T., Walenzik, G. and Eckhardt, F.E.W. (1994): Denitrification rate and microbial distribution within homogenous model soil aggregates. *Int. Agrophysics* 8: 65-74.

Patrick, Jr W.H., and Jugsujinda, A. (1992): Sequential reduction and oxidation of inorganic nitrogen, manganese, and iron in flooded soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56: 1071-1073.

Stepniewska, Z., Pasztelan, M. and Kotowska, U. (1999): Transformation of nitrates in Eutric Histosol irrigated with municipal wastewater after II step of purification. *Acta Agrophysica* 22: 211-217. (in Polish)

Williams, E.J., Hutchinson, G.L. and Fehsenfeld, F.C. (1992):  $\text{NO}_2$  and  $\text{N}_2\text{O}$  emission from soil. *Global Biogeochemical Cycles* 6: 351-388.

<sup>1</sup>Institute of Agrophysics, Polish Academy of Soil Sciences, Doświadczalna 4, 20-290 Lublin, Poland

<sup>2</sup>Catholic University of Lublin, Al. Kraśnicka 102, 20-718 Lublin, Poland

<sup>3</sup>Technical University of Lublin, Department of Environmental Protection Engineering, Nadbystrzycka 40, 20-618 Lublin, Poland

Fax number +48 +81 7445067,  
e-mail: [teresa@demeter.ipan.lublin.pl](mailto:teresa@demeter.ipan.lublin.pl)

# Characterizing soil structure by CT-data variance as a function of the spatial resolution

H. Rogasik, I. Onasch & H.H. Gerke

## 1. Introduction

Morphological investigations of soil structure can utilize new quantitative approaches, which allow adequately to relate morphological and functional properties of soil. The objective was to quantify the narrow-spaced heterogeneity for different soil structural types.

## 2. Concept

Basic voxels located inside a soil core reference cube of 7 x 7 x 9 cm<sup>3</sup> and characterized by Hounsfield Units (HU), which are a measure of the wet bulk density of soil, were aggregated stepwise to voxels of increasing size. Then using a downscaling procedure,

the reference cube was divided into smaller cubic volume elements with edge lengths of 3.5, 1.0, 0.5, 0.2, 0.1, 0.05, and 0.025 cm, respectively. The effect of considering of smaller volume elements down to basic voxel size on variance (V) of HU-values of voxels was studied. The relative variance of HU-values of voxels related to the voxel size indicates the spatial arrangement of structural components in the samples.

## 3. Materials and Methods

Undisturbed soil columns (cores a-f) with 785 cm<sup>3</sup> volume (inner diameter and height: 100 mm) were taken from sandy, silty, and clayey soils of different structures (Table 1). The soil core samples and a bead of glass spheres with 4 mm diameter were continuously scanned using a Siemens Somatom CT-scanner with a slice thickness and distance of 1 mm. The size of basic voxels was 0.025 x 0.025 x 0.1 cm<sup>3</sup>. The HU-values for each spatial resolution level are used to calculate the variance as a measure of wet bulk density distribution.

Table 1: Soil physical characterization of soil samples and bead of glass spheres

Hori- zon	Depth cm	Soil units	Soil structure	Texture USDA	SOM g kg <sup>-1</sup>	Water Content kg kg <sup>-1</sup>	Bulk density Mg m <sup>-3</sup>
a	Bead <sup>1)</sup>	-	-	-	-	0.0	1.534
b	Ap	Eutric Gleysol	Subangular blocky	SiCL	42	0.310	1.081
c	Ck	Calcic Chernozem	Massive	SiL	0.6	0.152	1.412
d	Ap	Albic Luvisol	Single grain	LS	16	0.059	1.541

1) Glass spheres (d = 4 mm)

## 4. Results and Discussion

The variance of the HU-values of the voxels generally increases with increasing resolution, this is, decreasing voxel size. This increase of variance specifically depends on the soil structural type.

High HU-variances are obtained if parts of soil structural elements such as air-filled macropores and aggregates (peds) are identified by individual voxels. This typically occurs for soils with marked segregation structure (Fig. 1a, b). The variance versus voxel size curve increases progressively towards basic voxel resolution.

By contrast, low variances are obtained if soil structural elements are weakly developed or missing.

Under these circumstances the voxel volumes down to the basic voxel size are composed of a more or less homogeneous mixture of the single phases of air, solid, and water. Thus the low HU-variances characterize soils with massive and single grain structure (Fig. 1c, d).

The structure specific curves of the HU-variances versus logarithmic voxel edge lengths are of s-shape functional form comparable to a water retention function of the van Genuchten type. The relations were parameterized, using RETC program (van Genuchten et al., 1991), by fitting  $\alpha$  and  $n$  to the data (Rogasik et al., 2003).

An increase of the value of  $\alpha$  led to a parallel shift of variance curve into the range of higher resolutions.

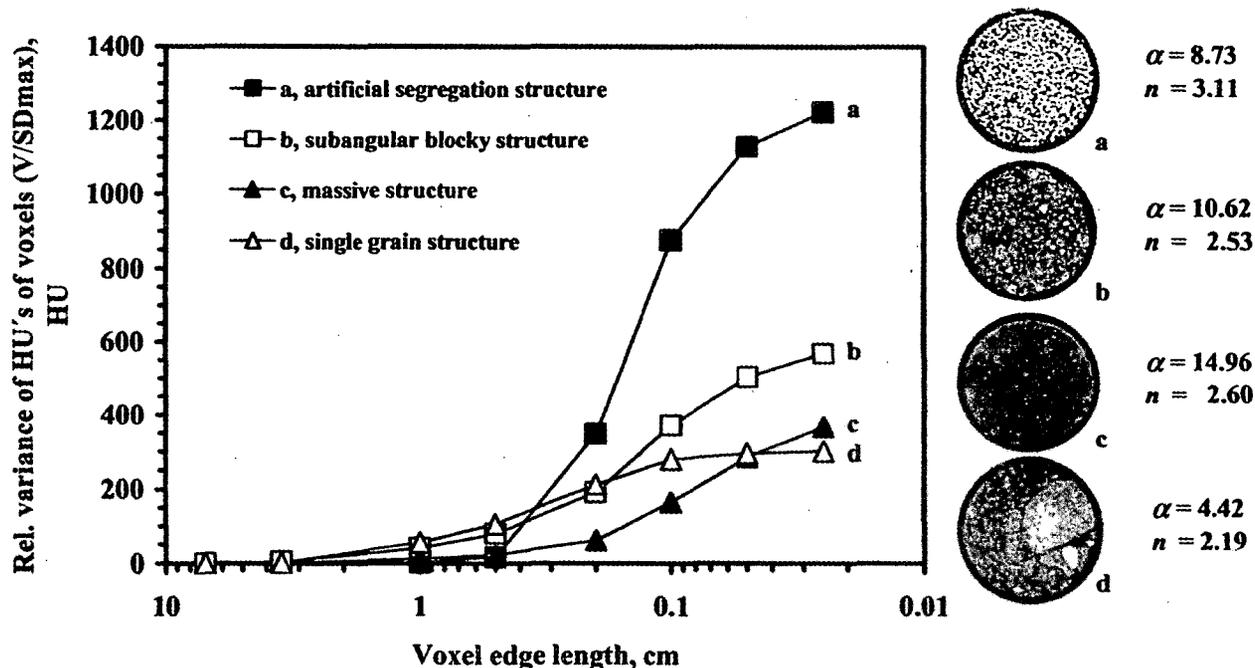


Fig. 1: Relative variance of HU's of voxels versus voxel edge length for the bead of glass spheres (a), the subangular blocky structure of the silty clay loam (b), the massive structure of the silt loam subsoil (c), and the single grain structure of the loamy sand (d).

The more narrow-spaced heterogeneous the soil structure, the smaller are the identified soil structural elements.

An increase of the value of  $n$ , i.e., a steeper slope of the variance curve, is indicating that the dominant soil structural elements are more homogeneous.

The results suggest the following:

- The investigation of HU-variance versus resolution allows a quantitative description of the soil structure and helps to clearly distinguish between the soil structural types.
- The soil structural types can be quantitatively differentiated by (i) basic voxel variance and (ii) shape of variance versus resolution curve, characterized by the parameters  $\alpha$  and  $n$  of the van Genuchten-type curve.
- The maximum values of variance at highest resolution may be used as a measure for the narrow-spaced heterogeneity of soil structure. These values are lowest for soil core samples with single grain structure and coherent structure. Values increase progressively with increasing level of segregation structure.

## References

- Rogasik, H., I. Onasch & H.H. Gerke. 2003. Varianz von CT-Daten unterschiedlicher räumlicher Auflösung zur Beurteilung des Bodengefüges und seiner Dynamik. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges. 101, 35-36.
- 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.

## Mapping of soil redox properties

Stepniewski W.<sup>1</sup>, Gliński J.<sup>2</sup>, Ostrowski J.<sup>3</sup>,  
Stepniewska Z.<sup>2,4</sup>

### Introduction

The suitability of the environment for normal plant development is determined by the pool of oxygen stored in the soil (in the gas and liquid phase) and by the ability of its continuous supply from the atmosphere (through the soil or through the plant itself). After exhausting of the soil oxygen pool, and without further oxygen supply, plants start to suffer from oxygen stress, the root system perishes, and finally, the whole plant dies.

The time of oxygen exhaustion in soil depends on the size of oxygen pool and the actual oxygen consumption rate. After the exhaustion of oxygen in soil the redox process sequence begins, starting with the reduction of nitrates.

The status of progress in the redox process is expressed by the redox potential, and the ability of the soil to maintain its redox potential (Eh) is a measure of soil resistance to reduction.

### Methods

The determination of soil redox resistance was carried out by the method described earlier. This method consists in measurement of soil redox potential during the incubation of soil samples, at a fixed temperature, saturated with water (relation soil to water 1:1) in order to cut off the supply of oxygen from the atmosphere. From the plots of the relation between redox potential and time, made for each soil sample,  $t_{300}$  and  $t_{400}$  values were found.

Results of analysis of the soil redox properties were entered in the Soil-Cartographic Data Base, where after computer processing with the use of statistical methods, the spatial characteristics of the soil units were produced. The results of this work were used to generate computer maps of the soil redox conditions presented in the Maps.

### Construction of the maps

Between the conditions of full soil aeration and anaerobic conditions two characteristic points were distinguished:

- redox potential equal to +400 mV corresponding to beginning of nitrate decomposition,
- redox potential equal to +300 mV corresponding to the beginning of manganese and iron reduction.

The results obtained were elaborated in several steps:

1. Determination of mean values of  $t_{300}$  and  $t_{400}$  with their confidence half-intervals for individual horizons of particular soil units at 20°C.
2. Determination of the dependencies of  $t_{300}$  and  $t_{400}$  on temperature, separately for surface (I), subsurface (II) and subsoil (III) horizons of particular units.
3. Elaboration of general equations for dependence of  $t_{300}$  and  $t_{400}$  from the temperature for all horizons of all individual soil units.
4. Determination of the course of soil temperature on the basis of annual readings.
5. Elaboration of maps acc. to classes of redox resistance ( $t_{300}$  and  $t_{400}$ ) and the initial redox potentials standardised to pH 7 (Eh at pH 7) for particular soil horizons of arable mineral soils for Poland to the scale 1:2.5 M for different temperatures.

### The maps enables readers to

- evaluate hazards and agricultural damage (e.g., crop yield losses) connected with temporal soilwater saturation;
- estimate ecological damage connected with nitrogen losses due to denitrification and the emission of nitrous oxide (strong glasshouse gas) to the atmosphere;
- predict negative ecological and agricultural effects of climatic change;
- use  $t_{300}$  and  $t_{400}$  values for land reclamation design, as an environmental parameter for hydrological calculations (admissible time of soil water-logging).

## Literature

- Gliński J., Stepniewski W., Stepniewska Z., Ostrowski J., Włodarczyk T., Brzezińska M.: Agroekologiczne aspekty warunków tlenowych gleb ornyc. *Acta Agrophysica* 32, 2000.
- Ostrowski J., Stepniewska Z., Stepniewski W., Gliński J.: Computer maps of the redox properties of arable soils in Poland. *J. Water and Land Development*, 2, 19-29, 1998.
- Stepniewska Z., Stepniewski W., Gliński J., Ostrowski J.: Atlas of redox properties of arable soils in Poland. Lublin-Falenty, 1997.
- 

<sup>1</sup>Institute of Environmental Protection Engineering, Lublin University of Technology, Nadbystrzycka 40B, 20-618 Lublin, Poland

<sup>2</sup>Institute of Agrophysics, the Polish Academy of Sciences, ul. Doświadczalna 4, 20-290 Lublin 27, Poland; e-mail:

<sup>3</sup>Instytut Melioracji i Użytków Zielonych, Falenty, 05-950 Raszyn

<sup>4</sup>Catholic University of Lublin, Department of Biochemistry and Environmental Chemistry, Al. Kraśnicka 102, 20-718 Lublin, Poland; e-mail:

Fax number +48 +81 7445067

e-mail: [teresa@demeter.ipan.lublin.pl](mailto:teresa@demeter.ipan.lublin.pl)

## Hydrophysical properties of arable soils of Poland - Water useful for plants

Walczak R. T.<sup>1</sup>, Ostrowski J.<sup>2</sup>, Witkowska-Walczak B.<sup>1</sup>, Sławiński C.<sup>1</sup>

### Introduction

Water plays a crucial role in the processes of plant growth, which involves cell division and cell expansion. The latter process occurs as each pair of divided cell imbibes water. The resulting internal pressure, called *turgor*, stretches the elastic walls of the new cells, which thicken on account of the deposition of newly synthesized material. Plants can take water up from the soil by their root systems. Various terms used to characterise the state of water in different parts of the soil-plant-atmosphere system are merely alternative expressions of the energy level or potential of water. In order to describe the interlinked processes of water transport throughout the soil-plant-atmosphere continuum, one should evaluate the pertinent components of water energy potential and their effective gradients as they vary in space and time. The hydro-physical soil properties not only shape soil water balance but are also decisive for the conditions of plant growth, development and yield. They also determine water availability for the plant root system and water transfer with chemical compounds dissolved in it into deeper soil layers. The above compounds are nutrients indispensable for plant growth and all kinds of other chemical substances, which pose a threat to the environment. Hence, research on the amount of water available for plants which determines their growth and development and at the same time influences yield is carried out in many countries of the world.

The purpose of this study was to present the spatial characteristic of potentially useful retention in the Polish arable soils.

### Materials and methods

#### Characteristics of the soils

The assumed aim of the research, i.e. characteristics of the hydro-physical properties of

arable soils on the basis of their potentially useful retention (PUR), called for a representative set of soil profiles in respect of their PUR from the whole of Poland reflecting soil variability and diversity. On the basis of the taxonomic division used in the above study, the arable mineral soils were aggregated into 29 groups with similar properties. According to the FAO classification they are: Nos 1-2: Rendzinas; No 3: Phaeozems; Nos 4-19: Cambisols, Luvisols and Podzols, Nos 20-22: Fluvisols, Nos 23-24: Gleysols and No 25: Histosols. The aggregated soil groups are characterised by a differentiated area of their occurrence in Poland ranging from 380 km<sup>2</sup> to 40 980 km<sup>2</sup>. Due to the morphological diversity of the soil profile structures and differentiated sequences of soil levels, their cartographic presentation of properties was based on the division of the soil profile into three levels for the sake of uniformity in the method of map preparation:

- a level defined as a surface level referring to the arable - humus level, - a level defined as a subsurface level (sub-arable) that can be distinguished by the predominance of the mineralisation processes of the organic matter which gets into it, - a level defined as subsoil, with predominating natural features of the mineral soil substrate.

### Measuring method

The measurements of static hydro-physical characteristics of arable mineral soils of Poland, i.e. the relation between soil water potential and water content, were taken within the range from 0.1 kJ m<sup>-3</sup> (pF 0) to 1 500 kJ m<sup>-3</sup> (pF 4.2) for the eleven points in the process of drying. Standard pressure chambers, manufactured by Soil Moisture, Santa Barbara, California USA, were used. It was assumed that the amount of water available for plants called potentially useful retention (PUR) in Polish conditions represents the water content bound in the soil with a potential from 16 kJ m<sup>-3</sup> (pF 2.2) to 1500 kJ m<sup>-3</sup> (pF 4.2). Potentially useful retention (PUR) of the soil was expressed in the volumetric units [% m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>] since it takes into consideration soil compaction and allows a balanced calculation of water resources.

## Results

### Characteristics of potentially useful retention (PUR) in the arable soils of Poland

The values of potentially useful retention (PUR) obtained for the soil samples from individual soil units were subordinated to three percent intervals (Tab. 1). A comparative analysis of the results obtained showed that the terminal PUR values, i.e. 2.1% for the sub-soil of the brown soils derived from gravel and 27.2% for the sub-soil of chernozems differed thirteen times. However, PUR values for most of the soil units with regard to individual layers ranged from 12 to 15% and from 15 to 18%. The lowest PUR values of 0-3%, 3-6% and 6-9% occurred in soils derived from sand and gravel; soils derived from clay and clayey silts had medium PUR values and the highest PUR values from the intervals of 18-21%, 21-24%, 24-27% and 27-30% were observed in soils derived from silt. Where soils were formed from silt of water origin, the PUR values in the deeper layers decreased, and in soils derived from eolic silt, the same values increased. The relation between the PUR value and the humus content was only generally confirmed. The content of potentially useful water in the rendzinas, which are rich in organic matter, was lower than in other soils with similar granulometric distribution, which may point to the fact that the mineral soil composition can be of greater importance for the formation of water retention abilities by the soil. When analysing potentially useful retention (PUR) in individual soil layers we came to the conclusion that the highest differentiation in this respect was found in the subsoil and the lowest in the arable layer. PUR differentiation in the soil profile depends to a high degree on the contrasting properties of the granulometric distribution of its individual parts. It has been confirmed by studies on brown soils derived from clay underlined with sand in which water retention abilities in the deepest layer (sand) is three times higher than in the arable layer (clay).

Arable soil profiles can be divided into three groups for the general determination of their characteristic values of potentially useful retention generally for the whole profile:

- soils with low potentially useful retention (predominance of  $PUR < 12\%$ );
- soils with medium potentially useful retention (predominance of  $12\% < PUR < 21\%$ );

- soils with high potentially useful retention (predominance of  $21\% < PUR < 30\%$ ).

The first group includes soils derived from weak clayey sand and loose gravels. The third group includes soils derived from silts and loesses. The remaining soils are characterised by medium water resources of water available for plants and are predominant in the country.

## Conclusions

On the basis of the studies presented and maps constructed on their basis, the following can be concluded:

- potentially useful retention (PUR) of arable Polish soils ranged from 2.1 to 27.2%  $m^3 m^{-3}$ ,
- most of the arable soils of Poland is characterised by values of potentially useful retention (PUR) between 12 and 18%  $m^3 m^{-3}$ ,
- the highest differentiation of potentially useful retention (PUR) was observed in the subsoil, and the lowest in the surface layer of the arable Polish soils.

The cartographic presentation of the values of potentially useful retention (PUR) divides Poland into two spatial structural units; the first, very differentiated unit, covers highland, foothills and the Karpaty and Sudety Mountains, is characterised by the predominance of the highest PUR values; the other, less varied, covers the Polish Lowlands and Lake Districts and is characterised by the predominance of the soils with medium PUR values.

## Literature

Walczak R., Ostrowski J., Witkowska-Walczak B., and Sławiński C.: Spatial characteristics of potentially useful retention in Polish arable soils. *Int. Agrophysics*, 231-238, 2002

---

<sup>1</sup>Institute of Agrophysics, Polish Academy of Sciences, Lublin, Poland

<sup>2</sup>Institute of Land Reclamation, Falenty, Poland

Fax number +48 81 7445067

e-mail: [rwalczak@demeter.ipan.lublin.pl](mailto:rwalczak@demeter.ipan.lublin.pl)

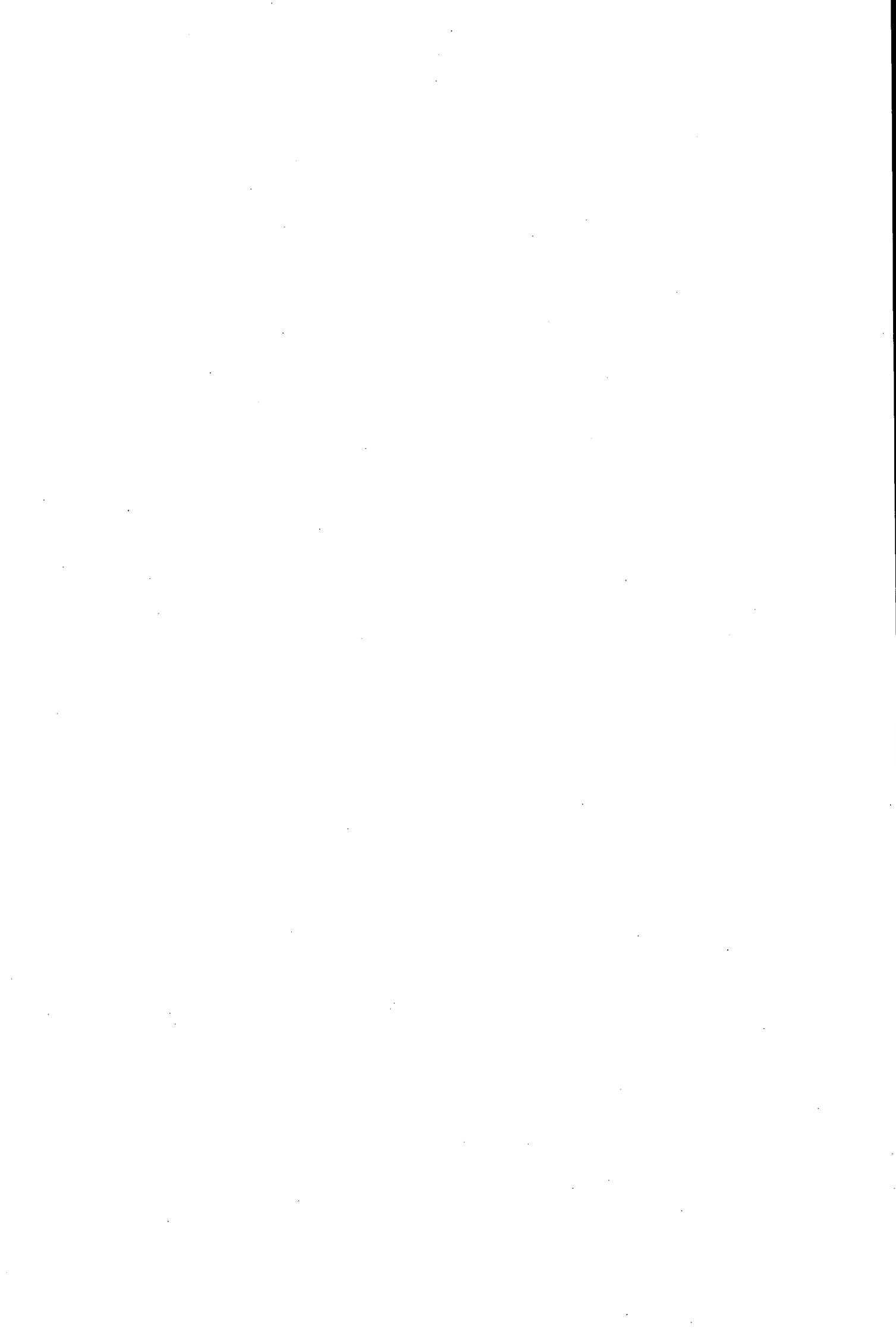
**MITTEILUNGEN**  
**DER**  
**DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN**  
**GESELLSCHAFT**

**NACHTRAG**

**Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft**  
**30. August bis 07. September 2003 in Frankfurt/Oder**

**Band 103**

**2004**



## Vergleich der Nitratkonzentration im Grund- und Sickerwasser unter Grünland auf einem Geeststandort

J. Bobe<sup>1</sup>, M. Wachendorf<sup>1</sup>, M. Bächter<sup>2</sup>  
und F. Taube<sup>1</sup>

### 1. Hintergrund und Problemstellung

Auf der schleswig-holsteinischen Geest befinden sich überwiegend sandige Böden mit einer geringen Sorptionskapazität für wasserlösliche Verbindungen wie z.B. Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Dieses Risiko bezieht sich vorwiegend auf intensiv genutzte Weiden, da hier zusätzlich zur mineralischen N-Düngung eine Exkrementstickstoffrückführung von bis zu über 90% gegeben ist (LATINGA et.al., 1987). Als Folge sind zu Beginn der Sickerwasserperiode im Herbst sehr hohe  $N_{\text{min}}$ -Werte zu finden, die mit dem winterlichen Sickerwasser aus dem effektiven Wurzelraum ins Grundwasser verlagert werden können (KETELSEN & BÜCHTER, 2000). Ziel der vorliegenden Untersuchung war es, zu klären, inwieweit die im Sickerwasser gewonnenen Werte Aussagen hinsichtlich der Kontamination des Grundwassers zulassen und ob im Unterboden mit weiteren Umsetzungsprozessen (z.B. Denitrifikation) zu rechnen ist. Im Rahmen des N-Projektes Karkendamm, das sich mit der Optimierung der N-Verwertung im spezialisierten Milchvieh- / Futterbaubetrieb beschäftigt, wurden über 5 Jahre hinweg das Sicker- und Grundwasser unter verschiedenen Bewirtschaftungsvarianten des Grünlands untersucht. Sickerwasserproben zur Ermittlung der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration wurden im Feldversuch anhand von Saugkerzen gewonnen. Dieser Methode gegenüber steht die Messung der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration des am Standort neu gebildeten Grundwassers.

<sup>1</sup>Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung -Grünland und Futterbau /Ökologischer Landbau, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

<sup>2</sup>Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung, Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)

### 2. Material und Methoden

Die zugrundeliegenden Daten wurden in einem Feldversuch auf dem Versuchsbetrieb Karkendamm der Universität Kiel erhoben (TAUBE et. al., 2000). Dieser befindet sich im Übergangsgebiet der Niederen zur Hohen Geest in der Nähe von Bad Bramstedt. Der  $\emptyset$ -Jahresniederschlag beträgt 824 mm bei einer  $\emptyset$ -Jahrestemperatur von 8,4 °C. Die Bodenart ist ein humoser Sand, der Bodentyp ein Treposol (tiefumgebrochener Gley-Podsol).

In den einzelnen Varianten wurde zusätzlich zu dem mittels keramischer Saugkerzen gewonnen Sickerwassers eine Beprobung des oberflächennahen Grundwassers durchgeführt. Hierzu wurden insgesamt neun Grundwasserrammfilter im Grünlandversuch installiert. Beprobt wurden die Varianten Umtriebsweide mit 0, 100, 200 und 300 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> sowie eine einmalig geschnittene Mähweide (MW I) mit 0 und 300 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup> und eine zweimalig geschnittene Mähweide (MW II) mit 100 und 200 kg N ha<sup>-1</sup> Jahr<sup>-1</sup>. Mit Ausnahme der ungedüngten Kontrollvariante handelt es sich bei den untersuchten Varianten um Weißklee/Gras-Bestände.

Der Einbau der Saugkerzen erfolgte 1997, eine wöchentliche Beprobung in den Jahren 1997-2001. Die Beprobung des Grundwassers erfolgte in 14tägigem Abstand. Hier wurde eine Probe per Handschöpfbehälter entnommen. Alle Proben wurden im Labor auf Nitrat analysiert. Des Weiteren erfolgte eine Bestimmung des Grundwasserflurabstandes mittels einer Brunnenpfeife.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Es wurde eine statistisch signifikante Beziehung ( $r^2 = 0,77$ ) zwischen N-Saldo und Nitratkonzentration im Grundwasser festgestellt (Abb.1). Mit steigendem N-Saldo lässt sich unter Einbeziehung aller Nutzungsformen auch eine erhöhte Nitratkonzentration im Grundwasser finden, wo-

bei das Niveau der Werte selbst im Bereich geringer N-Überschüsse nahe an bzw. über dem kritischen EU- Trinkwassergrenzwert von  $50\text{mg l}^{-1}$  liegt.

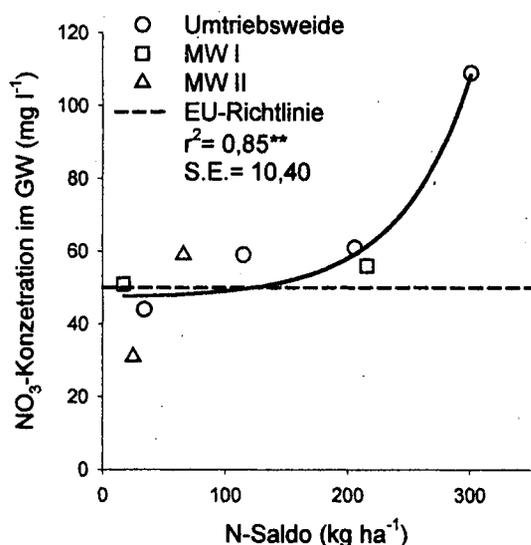


Abb.2: Beziehung zwischen N-Flächenbilanzsaldo und  $\text{NO}_3$ -Konzentration im Grundwasser

Eine Zunahme der Nitratkonzentration im Grundwasser bewirkt zunehmende Konzentrationen im Grundwasser (Abb.3), jedoch steigt die Konzentration im Grundwasser weniger stark an als im Sickerwasser. Dies legt die Vermutung nahe, dass im Bereich unterhalb des Wurzelraumes Denitrifikationsprozesse stattfinden (FANK, 2001)

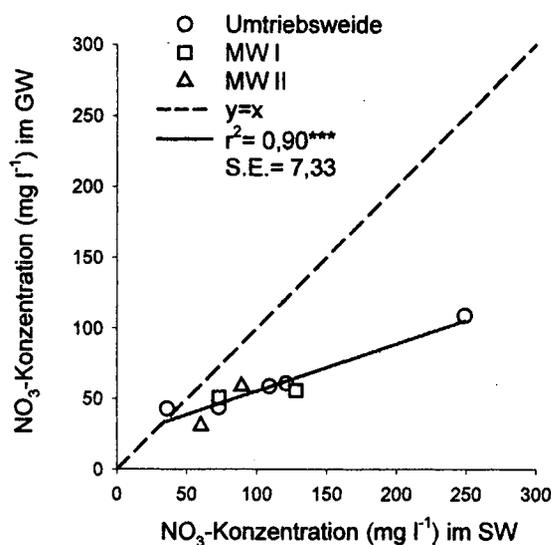


Abb.3: Beziehung zwischen  $\text{NO}_3$ -Konzentration im Grund- und Sickerwasser

#### 4. Schlussfolgerung

Anhand der gewonnenen Ergebnisse lässt sich zusammenfassen, dass mit Hilfe der im Sickerwasser gemessenen Werte Aussagen über die Kontamination im Grundwasser zu treffen sind. Die im Sickerwasser gemessenen  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen finden sich nicht vollständig im Grundwasser wieder. Die Vermutung liegt nahe, dass im Unterboden Abbauprozesse stattfinden. Als weitere Größe zur Vorhersage des Nitratgehaltes im Grundwasser lässt sich das N-Saldo heranziehen. Mit Hilfe der vorliegenden Ergebnisse und im Vergleich mit anderen Untersuchungen lassen sich bei Kenntnis der Bilanzüberschüsse Vorhersagen über den Nitratgehalt im oberflächennahen Grundwasser treffen.

#### 5. Literatur

- BÜCHTER, M., M. WACHENDORF, F. TAUBE, 2000: N-Bilanz und N-Effizienz von Dauergrünland bei unterschiedlicher Bewirtschaftungsintensität. 44. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, Kiel
- FANK, J., 2001: Wasser- und Nährstoffbilanz des westlichen Leibnitzer Feldes. 9. Gumpensteiner Lysimetertagung
- KETELSEN, H. UND M. BÜCHTER, 2000: Die Beprobung der oberflächennahen Grundwassers zur Abschätzung der Nitratbelastung unter beweidetem Grünland. 44. Jahrestagung der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau, Kiel
- KÖLLE, W., P. WERNER, O. STREBEL UND J. BÖTTCHER, 1983: Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. Vom Wasser, 61, 125-146
- LATINGA, E. A., J. A. KEUNING, J. GROENWOLD & P. J. A. G. DEENEN, 1987: Distribution of excreted nitrogen by grazing cattle and its effects on sward quality, herbage production and utilization. In: Anonymus: Animal Manure on Grassland and Fodder Crops: Fertilizer or Waste?, 103-117.
- NIEDER, R., G. SCHOLLMAYER, H. ZAKOSEK, 1989: Die Rolle der Denitrifikation in landwirtschaftlich genutzten Böden (eine Literaturanalyse). Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung 30, 345-355
- TAUBE, F. & M. WACHENDORF 2000: The Karkendamm Project: A system approach to optimize nitrogen use efficiency on the dairy farm. Proceedings of the 18th General Meeting of the European Grassland Federation, Aalborg. EGF 5, 449-451.

# UNTERSUCHUNGEN ZUM MEHRDIMENSIONALEN WASSERFLUSS IN EINER JUNG MORÄNENLANDSCHAFT.

José Dörner F<sup>1</sup>., Rainer Horn.

## Zielstellung

Die Erfassung eines mehrdimensionalen Wassertransportes in einer Jungmoränenlandschaft erfordert die Kenntnis des zeitlichen Verlaufes der hydraulischen Zustände. Anhand von Tensiometermessungen wurde die Wasserspannungsverteilung in verschiedenen Tiefen in 2 Catenen mit unterschiedlicher Bewirtschaftung gemessen.

## Material und Methodik

Das Versuchsgelände befindet sich auf dem Hof Ritzerau im Kreis Herzogtum Lauenburg, Schleswig Holstein.

Drei Tensiometer (Abb. 1) in jeweils 6 Tiefen von drei Standorten zweier Catenen wurden in Richtung des Gefälles installiert. Catena I wurde ökologisch (Weizen mit Kleunersaat) und Catena II konventionell bewirtschaftet (Weizen). Die Messungen erfolgten von April bis Anfang Dezember 2002. Die Niederschläge wurden mit Regenmessern erfasst. Die hydraulischen Gradienten wurden mit Vektoren ermittelt.

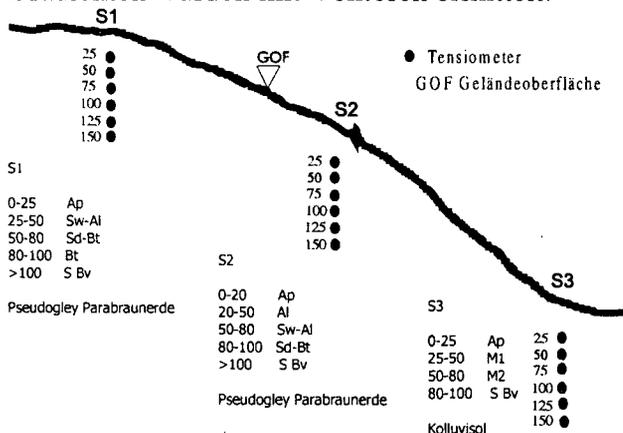


Abb. 1: Anordnung der Tensiometer in der Catena II.

## Ergebnisse und Diskussion

Die Abb. 2 und 3 zeigen, dass Niederschläge und Wasserspannungsverlauf vergleichbar sind. Die größten Schwankungen des Wasserspannungsverlaufes treten bis 50 cm Tiefe auf. Die legt nahe, dass hauptsächlich die

oberen Bodenhorizonte unter dem Einfluss von Niederschlägen und Evapotranspiration stehen. Um den Einfluss des Wassergehaltes des Bodens erfassen zu können, wird der Verlauf der Wasserspannung zu drei Zeiträumen analysiert.

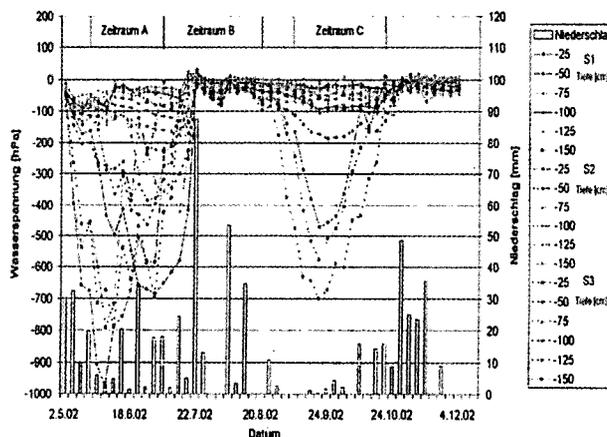


Abb. 2: Catena I. Wasserspannungs- und Niederschlagsverlauf.

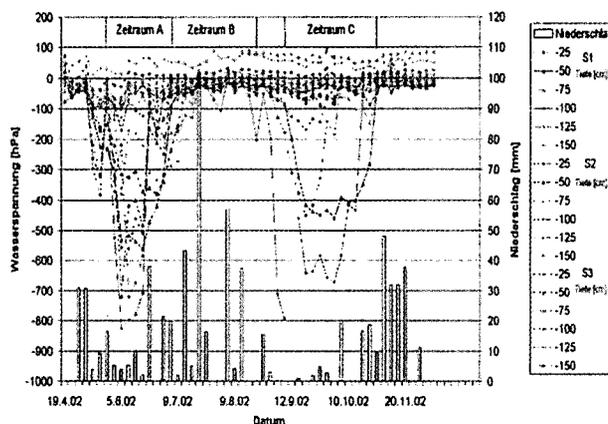


Abb. 3: Catena II. Wasserspannungs- und Niederschlagsverlauf.

Die Abb. 4 und 5 zeigen die aus Abb. 2 und 3 berechneten Gradienten. Jede Abnahme des hydraulischen Gradienten bedeutet eine Ablenkung der Winkel dieses Gradienten (und Flussrichtung) von der Vertikalen ab. Wenn der hydraulische Gradient kleiner wird, wird die ungesättigte Wasserleitfähigkeit größer. Bei kleineren Gradienten wird mehr Wasser durch den Boden transportiert.

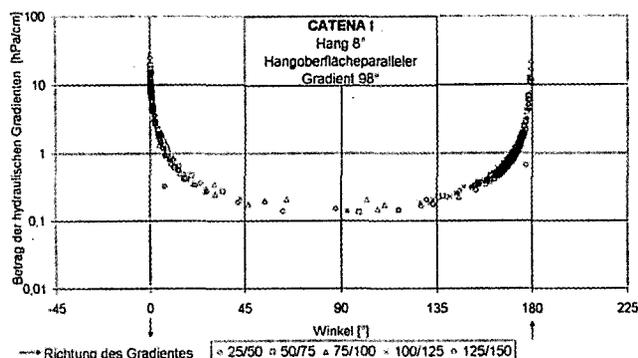


Abb. 4: Catena I. Betrag und Winkel des hydraulischen Gradienten.

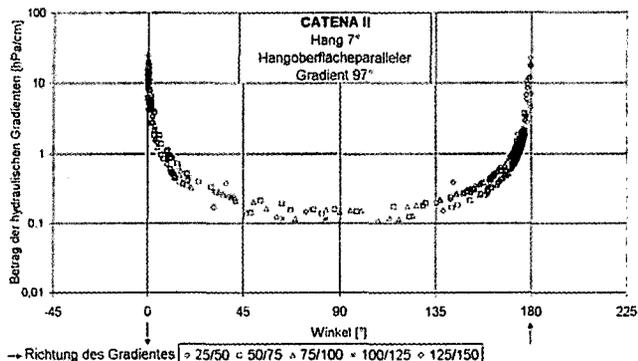


Abb. 5: Catena II. Betrag und Winkel des hydraulischen Gradienten.

Die Abb. 6 zeigt die Häufigkeitsverteilung der berechneten Gradienten. Es treten Gradienten auf, die nicht nur nach oben oder nach unten gerichtet sind, sondern auch die von der Vertikalen abweichen und mehr in Richtung des Gefälles orientiert sind. Im gesättigten Zustand überwiegen die nach oben gerichteten Gradienten (Versickerung). In diesem Zustand sind die hangoberflächenparallelen Gradienten häufiger, besonders im dritten Zeitraum in der Catena II. Im trockeneren Zustand treten nach unten gerichteten Gradienten am häufigsten auf. In der Catena I entwickeln sich nach den stärksten Niederschlägen (ZC) größere nach unten gerichtete Gradienten als in der Catena II. Nach Abb. 4 zeigt sich, dass im dritten Zeitraum in der Catena I (Weizen mit Kleunter Saat) die Wasserspannung niedriger war als in der Catena II (Weizen). Die Ursache dafür ist, dass in diesem Zeitraum die Transpiration des Weizens wesentlich abnahm. In der Catena I transpiriert nach Ende der Wachstumsperiode des Weizens der Klee weiter. Damit entwickeln sich nach unten gerichtete Gradienten, sodass der hangoberflächenparallele Wasserfluss reduziert und in die oberen Bodenhorizonte gelenkt wird.

Der Bt Horizont (Abb. 1) wirkt als Wasserstauer, der den vertikalen Wasserfluss verkleinert. Das

hat zur Folge, dass der Wassergehalt in den darüberliegenden Bodenhorizonten größer wird. Damit erhöht sich die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und auch die Häufigkeit von oberflächenparallel gerichteten Gradienten (Abb. 6).

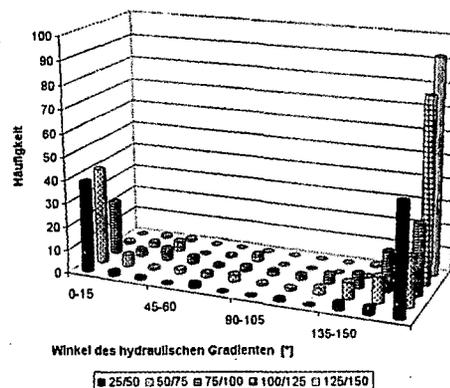


Abb. 6: Häufigkeitsverteilung der Winkel des hydraulischen Gradienten der Catena II.

## ZUSAMMENFASSUNG

Es treten Gradienten auf, die nicht nur nach oben oder nach unten gerichtet sind, sondern auch von der vertikalen abweichen und in Richtung des Gefälles orientiert sind.

Die Häufigkeitsverteilungen der Gradienten sind unterschiedlich in den verschiedenen Bodenhorizonten und Catenen in Abhängigkeit vom Sättigungszustand des Bodens und der Vegetation.

Der Bt Horizont in der Catena II spielt die Rolle eines Wasserstauers, der die Häufigkeit von parallelen Gradienten erhöht.

In der ökologisch bewirtschafteten Catena verhindert der Klee die Entwicklung von hangoberflächenparallelen Gradienten. Die Bedeutung der Entwicklung von hangoberflächenparallel gerichteten Gradienten liegt darin, dass das Wasser als Medium für die Verlagerung von Stoffen dient, die durch den Boden transportiert wird, und somit nicht direkt das Grundwasser erreichen.

## DANKSAGUNG

DAAD finanziert in Rahmen eines Stipendiums die Personalkosten des Erstautors.

## Auflastabhängige Änderung der Wasserspannung in Drucksetzungsversuchen

O. Fazekas, R. Horn, S. Becker

### Einleitung

Die Bestimmung der Bodenstabilität mit Hilfe von Drucksetzungsversuchen, als Maß dient die Vorbelastung, ist nicht nur auflast-, sondern auch zeitabhängig. Da der Porenwasserdruck sich während der mechanischen Belastung als Funktion der Auflastzeit ändert (Kezdi, 1964), hat er dadurch eine Auswirkung auf die Eigenstabilität des Bodens (Larson et al, 1980). Deswegen kann man die Festigkeit des Bodens nicht nur über die Kontaktpunkte, sondern auch über den Wasserspannungsverlauf definieren. Mittels des Wasserspannungsverlaufes kann man Stabilitätsänderungen im Boden ableiten, um die Porenfunktionen mit einzubeziehen.

### Material und Methoden

Ein luftgetrockneter und auf 2 mm gesiebter mittel toniger Schluff wurde mit 25 Gew.% Wassergehalt und  $1,4 \text{ g/cm}^3$  Lagerungsdichte mit einem standardisierten Verfahren in Stechzylinder ( $h=3\text{cm}$ ,  $d=10\text{cm}$ ) eingefüllt. An diesem homogenisierten Bodenmaterial wurde das Druck- und Zeitsetzungsverhalten des Bodens unter der Berücksichtigung der Wasserspannung mit einer Multistep-Drucksetzungsanlage untersucht (Abb.1).

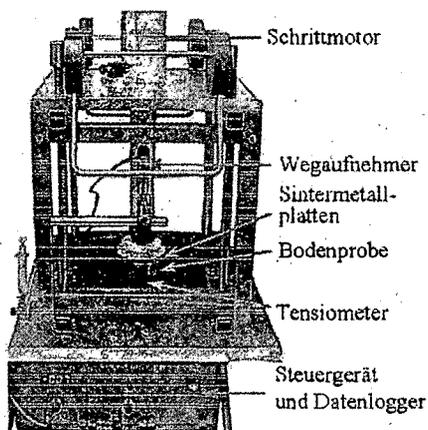


Abb.1: Aufbau der Multistep-  
Drucksetzungsanlage

Institut für Pflanzennahrung und Bodenkunde,  
CAU zu Kiel  
o.fazekas@soils.uni-kiel.de

Die in porösen Platten eingebettete Bodenprobe wurde schrittweise, unter Berücksichtigung der gewünschten Auflastzeit pro Druckstufe, belastet. Die Drucksetzungsversuche wurden mit 4 verschiedenen Auflastzeiten pro Druckstufe (10, 60, 120 und 240 min) durchgeführt. Während der Messung wurde parallel zum Setzungsverlauf der Wasserspannungsverlauf aufgenommen.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Setzungsverläufe bei unterschiedlichen Auflastzeiten pro Druckstufe zeigen (Abb.2a), dass mit Zunahme der Auflastzeit eine größere Setzung stattfindet.

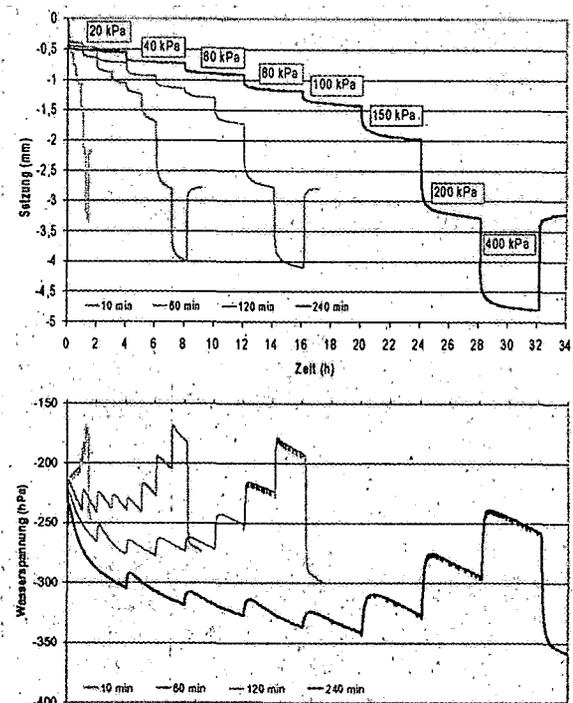


Abb.2: Setzungs- und Wasserspannungsverläufe  
während der Drucksetzungsversuche

Gleichzeitig findet bei der Bodenbelastung eine Wasserbewegung im Boden statt, die bei unterschiedlichen Auflastzeiten verschieden ausgeprägt ist (Abb.2b).

Wenn das Porenwasser nicht so schnell abfließen kann wie die Auflast auf den Boden aufgebracht wird, trägt das Porenwasser einen Teil der Auflast. Deswegen steigt der Porenwasserdruck an und die effektive Spannung im Boden sinkt. Im Laufe der Belastung baut sich der Porenwasserdruck ab und das Porenwasser führt durch die Meniskenwirkung in einen stabilisierenderen Zustand zurück, der jedoch weniger stabil ist, als der Ausgangszustand war.

Nach Abbau des Porenwasserdruckes wird die Auflast von der festen Phase aufgenommen.

Die Wasserspannung am Ende einer Auflaststufe steigt bei einer kürzeren Auflastzeit (10 min) pro Druckstufe an und der Sättigungsgrad erhöht sich. Jede weitere Auflast wird zusätzlich auf den sich eben aufbauenden Porenwasserdruck aufgebracht, weil der Porenwasserdruck zu wenig Zeit hatte, sich abzubauen. So wird der Boden während einer Belastung bei gleichem Wassergehalt immer feuchter.

Bei einer längeren Auflastzeit hatte der Porenwasserdruck mehr Zeit sich bis zur nächsten Auflaststufe einzuregeln und damit wieder stabilisierend zu wirken. Die Wiedereinstellung des Porenwasserdruckes während einer Auflaststufe verläuft bei kleineren Auflasten schneller als bei höheren. Bei höheren Auflasten wird der Ausgangszustand nicht wieder erreicht.

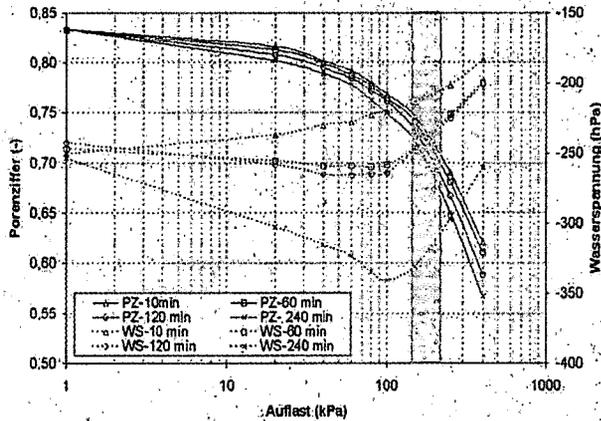


Abb.3: Wasserspannungs- und Porenzifferverläufe am Ende einer Auflaststufe als Funktion der Auflastzeit

Die Porenziffer ändert sich parallel zum Wasserspannungsverlauf während einer Belastung. Mit zunehmender Auflast und mit Zunahme der Auflastzeit errechnet man geringere Porenziffern. (Abb.3)

Aus dem Porenzifferverlauf wurde die Vorbelastung nach Casagrande durch die größte Krümmung der Kurve ausgerechnet (Abb.4). Bei der größten Krümmung ändert sich der Wasserspannungsverlauf bei längeren Auflastzeiten (Abb.3), die Poren beginnen sich aufzusättigen. Die Wassermenisken nehmen von einer konkaven Krümmung eine flachere Form an. Auf Grund der von Beginn an steigenden Wasserspannung bei kürzerer Auflastzeit kann man keine tendenzielle Änderung in der Wasserspannungskurve feststellen.

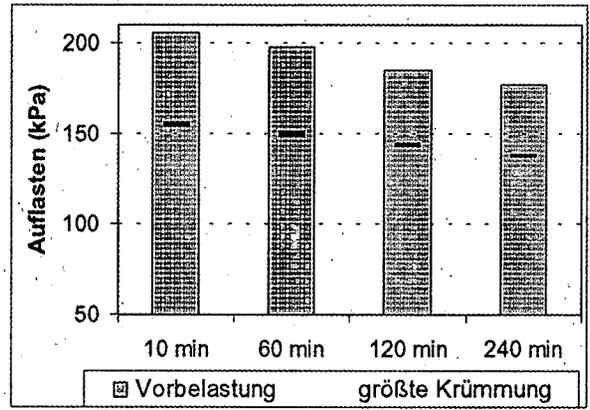


Abb.4: Aus der Vorbelastung und der größten Krümmung definierter kritische Bereich

Der kritische Bereich liegt dort, wo eine Wasserspannungsänderung im Boden stattfindet. Der Wasserspannungsverlauf deutet an, dass der Boden bei diesem Bereich seine Eigenstabilität verloren hat.

### Schlussfolgerungen

Der Wasserspannungsverlauf spielt bei der Bestimmung der Eigenstabilität des Bodens eine große Rolle. Die Vorbelastung wird nicht ausschließlich durch die statische Bodendeformation beeinflusst, sondern auch von der Wasserspannung und deren Meniskenzug in Abhängigkeit von der Belastung. Eine Änderung der Zustandsgröße Wasserspannung erfolgt bei geringeren Auflasten als bei der nach Casagrande berechneten Vorbelastung. Der Boden wird je nach Porengrößenverteilung und Sättigungsgrad während der Deformation im kritischen Bereich unterhalb der Vorbelastung im Wiederverdichtungsbereich trockener und im Erstverdichtungsbereich feuchter bei gleichem Wassergehalt.

Wird eine Scherkomponente bei der Verformung mit einbezogen, erhöht sich der über die Partikeleinregelung verursachte Porenwasserdruckanteil. Folglich wird die Eigenstabilität des Bodens deutlich geringer.

### Literatur

Kezdi, A. 1964. Bodenmechanik 1. Verlag für Bauwesen Berlin. S 424.

Larson, W. E., S. C. Gupta. 1980. Estimating critical stress in unsaturated soils from changes in pore water pressure during confined compression. Soil Sci. Am. J. 44:1127-1132.

# Nadel- und blattanalytische Charakterisierung der Nährstoffaufnahme in Traubenkirschen-Kiefern-Beständen - Einfluss von Standortstrophie und Deposition sowie Reaktion auf Kalkung

Karl-Heinz Feger\*, Martin Armbruster und Katrin Feige

## Einleitung

In mitteleuropäischen Kiefernforsten prägt die Spätblühende Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) heute häufig den Unterstand. Diese aus Nordamerika stammende Baumart wurde vor Jahrzehnten v.a. aus Forstschutzgründen (Vorbeugung gegen Schadinsekten und Waldbrände) sowie zur Humusverbesserung in die früher meist übernutzten Kiefernbestände eingebracht (Starfinger, 1990).

Durch ihre schnelle und unkontrollierbare Ausbreitung in den letzten Jahren hat sich die Traubenkirsche jedoch zum „waldbaulichen Problem“ entwickelt. Denn wegen ihrer großen Konkurrenzkraft behindert sie sehr stark den beabsichtigten Waldumbau mit heimischen Laubhölzern (v.a. Buche und Eiche) (vgl. Haag & Wilhelm, 1998).

Aufgrund der unterschiedlichen Durchwurzelung beider Baumarten sind verschiedene Muster der Nährstoffaufnahme zu erwarten. Die bekannte Konzentration von Feinwurzeln der Traubenkirsche im Auflagehumus und dem obersten Mineralboden lassen Konkurrenzvorteile gegenüber der Hauptbaumart Kiefer vermuten.

## Standorte

### Stadtwald Mannheim-Käfertal (Abt. 18)

Nördl. Oberheinisches Tiefland WBgr 1/02, „Hardtwaldungen“; 690 mm a<sup>-1</sup>, 10° C; Lage im Ballungsraum Rhein-Neckar (N-betonte Deposition);

Böden: schwach podsolierte Bänderparabraunerden auf Flugsand (Standortseinheit: „mäßig trockener Sand“);

Bestand: 93j. Kiefer mit Traubenkirsche

Behandlungen: Kontrolle  
(Dez. 1997) Dolomit 3 t ha<sup>-1</sup>  
Basalt 9 t ha<sup>-1</sup>

### Sächsisches Forstamt Falkenberg

Revier Jagdhaus (Abt. 573, 585), Nordwestsächsisches Tiefland, WB „Dübener Heidehochfläche“, 550 mm a<sup>-1</sup> 8,5 - 9° C; Einflussbereich des Ballungsraums Leipzig-Halle-Bitterfeld: bis Anfang der 1990er Jahre sehr hohe Depositionsbelastung (alkalische Flugaschen, S, N, Schwermetalle);

Böden/Standort: „Stansdorfer Sand-Rostpodsol“

Bestände: A1 (Stf.Gr. TmTA1): 31j. Kiefer mit Traubenkirsche, A2 (Stf.Gr. TmTA2): 83j. Kiefer mit Traubenkirsche.

## Fragestellungen

- Vergleichende Charakterisierung der Ernährungssituation beider Baumarten in Abhängigkeit von den Standortbedingungen (natürliche Nährstoffausstattung, Wasserhaushalt, aktuelle/frühere Depositionsbelastung);
- Rolle der Traubenkirsche im Nährstoff- und Humusumsatz dieser Waldökosysteme;
- Reaktion auf Kalkung und Ausbringung von basaltischem Gesteinsmehl.

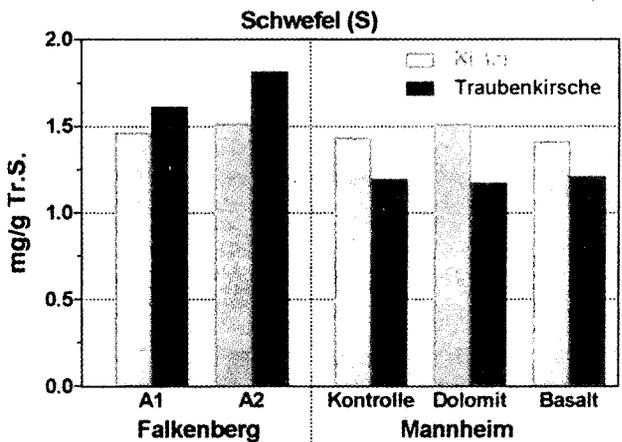
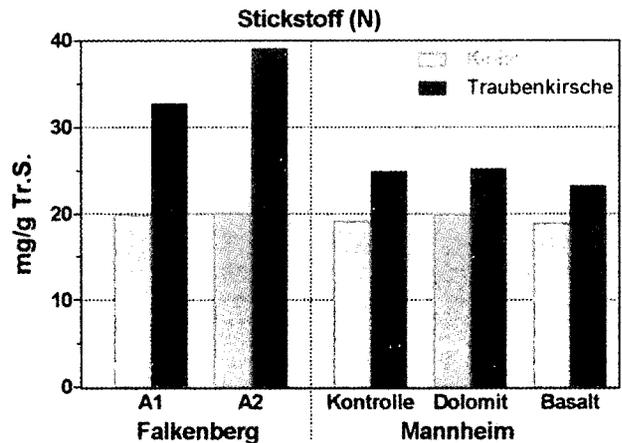
## Material und Methoden

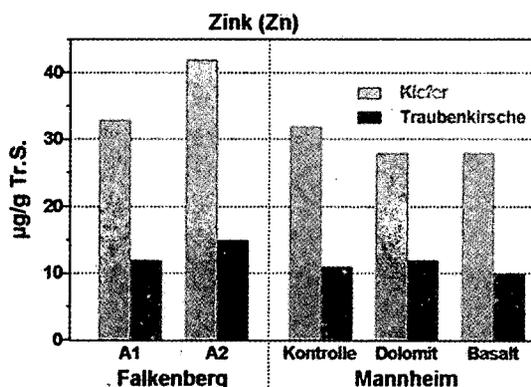
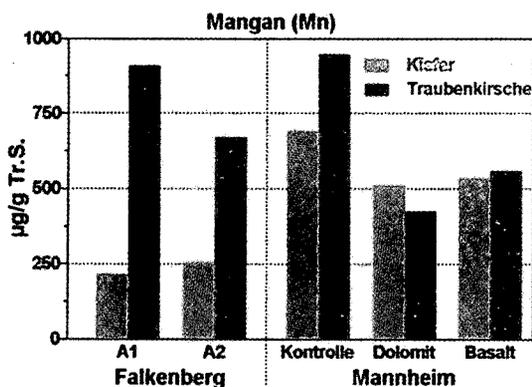
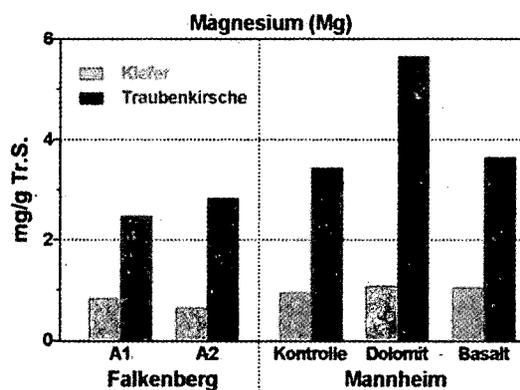
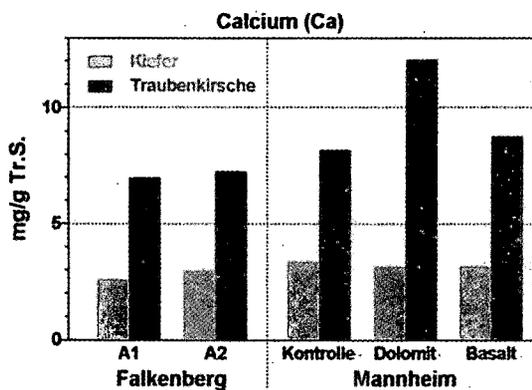
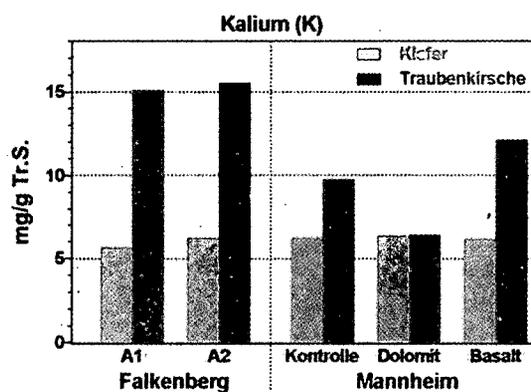
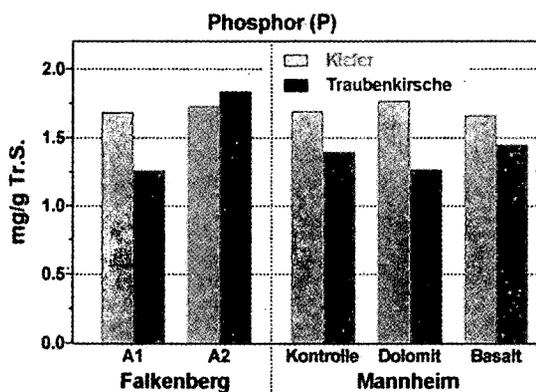
Kiefernadeln: Mischproben des 1. Nadeljahrgangs an ca. 15 herrschenden Bäumen pro Bestand (Lichtkrone, schießtechnische Gewinnung Nov./Dez. 2002);

Traubenkirschen-Blätter: Mischproben aus oberster Lichtkrone an ca. 15 Bäumen des Unter- bzw. Zwischenstandes;

Analytik: Elementaranalyse (C, N, S); restliche Elemente: naßchemischer Aufschluss (Mikrowelle, HNO<sub>3</sub>) und nachfolgende ICP-Messung.

## Ergebnisse und Diskussion





Im Vergleich der beiden Gebiete sind depositionsbedingte Unterschiede deutlich erkennbar. In Falkenberg zeigen sich höhere N- und S-Gehalte als in Mannheim. Auch die K-, Mg- und Ca-Gehalte sind höher, was auf Staub- und Flugascheneinträge in der Vergangenheit zurückzuführen sein dürfte.

An beiden Standorten ist die Traubenkirsche wesentlich besser mit Nährstoffen versorgt als die Kiefer. Offensichtlich ist hier die Traubenkirsche wesentlich effizienter in der Aufnahme von Nährstoffen. Konkurrenzvorteile wurden auch von Starrfinger (1990) für die starke Ausbreitung dieser Baumart diskutiert.

Zusammen mit der raschen Zersetzung der Traubenkirschenstreu ist ein schneller Nährstoffumsatz gegeben. Dies dürfte sich auch verbessernd auf die Humusform auswirken. Insbesondere bei N zeigt die Traubenkirsche ein starkes Akkumulationsvermögen. Dies ist als ein wesentlicher Beitrag zur aktuellen N-Retention im Ökosystem zu werten.

Dies zeigen auch die Nährelementgehalte auf Flächen in Mannheim, welche 5 Jahre zuvor mit 3 t Dolomitmehl ha<sup>-1</sup> bzw. 9 t Basaltmehl ha<sup>-1</sup> behandelt worden waren. Während die Kiefern kaum auf die Behandlungen reagierten, zeigten sich bei der Traubenkirsche klare Anstiege in den Blattgehalten bei Ca und Mg (Dolomit und Basalt) sowie K (Basalt).

#### Literatur

- Haag, C. & U. Wilhelm (1998): Die spätblühende Traubenkirsche: Arbeiten mit „unerwünschter“ Baumart oder Verschleppen einer Katastrophe. - AFZ/Der Wald 53, 276-279.
- Starrfinger, U. (1990): Die Einbringung der spätblühenden Traubenkirsche (*Prunus serotina* Ehrh.) in Mitteleuropa. - Landschaftsentwicklung u. Umweltforschung, 69, 1-119.

Wir danken unseren Laborkräften Brit Kockisch, Ruth Rüger und Manuela Unger sowie dem Labor des Lehrstuhls Bodenschutz und Rekultivierung (BTU Cottbus) für die Übernahme von Analysen nach dem hochwasserbedingten Ausfall unserer Laboreinrichtungen im Herbst 2002. Die Untersuchungen wurden z.T. finanziert durch die Wasserversorgung der Stadt Mannheim (MVV).

## Verdichtungswirkung durch Braunkohlebagger auf landwirtschaftlichen Flächen im Rheinischen Braunkohlenrevier

H. Fleige\*, B. Schmehe\*, R. Horn\*, G. Dumbeck\*\*

### 1 Einleitung

Die Braunkohlebagger im Rheinischen Braunkohlenrevier gehören zu den größten der Welt. Im Frühjahr 2001 wurden zu einem bodenempfindlichen Zeitpunkt zwei Bagger (Gewicht 12.840 und 7.800 t) verlegt. Bei der Verlegung mussten landwirtschaftliche Flächen als Trasse genutzt werden.

Ziel der Untersuchung war es, die Auswirkungen der extremen Belastung durch die Befahrung auf unterschiedliche bodenphysikalische und -mechanische Parameter der Lössböden zu bestimmen. Außerdem sollte die Wirkung der Meliorationsmaßnahme in Form einer Tieflockerung von ca. 50 cm (MM-100 Gerät, Prinzip der Abbruchlockerung, schleppergezogen) überprüft werden.

### 2 Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet liegt zwischen Köln und Aachen an der A 61 bei Bergheim. Die Probennahme fand im Frühjahr 2002, ein Jahr nach der Befahrung, statt. Alle untersuchten Standorte liegen auf dem Abschnitt nahe dem Tagebau Hambach und der A 61. Dieser Streckenabschnitt wurde von beiden Baggern befahren.

•Standort 1: Norm-Pseudogley (SSn) aus Löß über Kies, Vergleich Fahrspur und Acker. Der Standort liegt im Erweiterungsgebiet des Tagebaus Hambach und wurde deshalb nach der Befahrung nicht tiefgelockert.

•Standort 2 und 3: Norm-Parabraunerden (LLn) aus Löß, Vergleich Fahrspur und Acker. Die Standorte hatten Fahrspurtiefen von rund 40 cm, wurden mit Moorraupen eingeebnet, tiefgelockert (bis 50 cm), gepflügt und mit der tiefwurzelnden Luzerne bepflanzt.

•Standort 4: Norm-Parabraunerde (LLn) aus Löß. Der Standort hatte nur geringe Fahrspurtiefen von rund 10 cm und wurde deshalb nur konventionell gepflügt (30 cm) und mit Luzerne bepflanzt.

\*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Olshausenstr. 40, Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, 24118 Kiel; \*\*Rheinbraun Aktiengesell., Abt. Landwirtschaft

Die Bodenart des Lösses der untersuchten Böden ist Ut2-4 und Tu4 (Bt-Horizonte).

Die Probentiefe reichte bis zu 150 cm. Es wurden Stechzylinder u.a. zur Bestimmung der pF/Wg-Kurve, der Wasserleitfähigkeit und der mechanischen Stabilität (Vorbelastung) vertikal entnommen. Zur Ermittlung der Vorbelastung wurden ungestörte Stechzylinder ( $236 \text{ cm}^3$ ,  $d = 10 \text{ cm}$ ,  $h = 3 \text{ cm}$ ) horizonspezifisch entnommen, auf  $-60 \text{ hPa}$  vor-entwässert und in einer Drucksetzungsapparatur (Spindeltrieb, Antriebssteuerung mit PC, wasser-spannungs-, setzungs- und zeitabhängige Messungen, Tensiometer mit Druckaufnehmer) einaxial mit Auflasten von 10 bis 400 kPa belastet.

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Bodenphysikalische Eigenschaften

Die Luftkapazität im nicht tiefgepflügten Unterboden ist nach der Überfahung als gering bis sehr gering zu bewerten (AG Boden 1994). Eine deutliche Verbesserung der Luftkapazität ist durch Tieflockerung bei der Parabraunerde bis in 50 cm Tiefe eingetreten (Abb. 1).

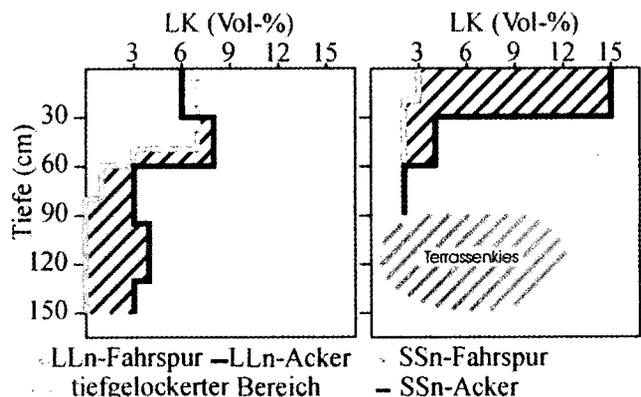


Abb. 1: LK-Werte (arithmetisches Mittel,  $n=3$ ) von Parabraunerde und Pseudogley – Vergleich Acker und Fahrspur sowie Einfluss der Tieflockerung (Standort 1 und 2)

Bei den Parabraunerde-Standorten folgte aufgrund der Druckbelastung eine Abnahme der Grobporen (Abb. 2, exemplarisch dargestellt für 30-50 cm Tiefe), insbes. der weiten Grobporen ( $>50 \mu\text{m}$ ). Bei den nicht tiefgelockerten Standorten ist eine vollständige Zerstörung der weiten Grobporen festzustellen, während bei den tiefgelockerten Standorten eine Verbesserung bis in 50 cm Tiefe ohne Wiederherstellung des Ausgangszustandes erfolgte.

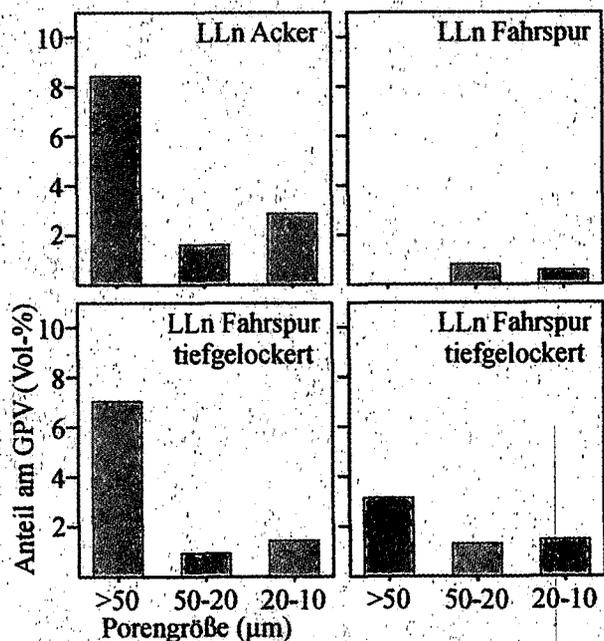


Abb. 2: Grobporenverteilung (arithmetisches Mittel, n=3) der Parabraunerden in 30-50 cm Tiefe – Vergleich Acker und Fahrspur sowie Einfluss der Tieflockerung (Standort 2, 3, 4)

Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ist im belasteten Unterboden sehr gering (AG Boden 1994), was auf eine Porengeometrie-Veränderung (=horizontal ausgerichtetes Porensystem) zurückzuführen ist. Eine Verbesserung der Wasserleitfähigkeit ist bei den Parabraunerden durch Tieflockerung bis in 50 cm Tiefe festzustellen (Abb. 3).

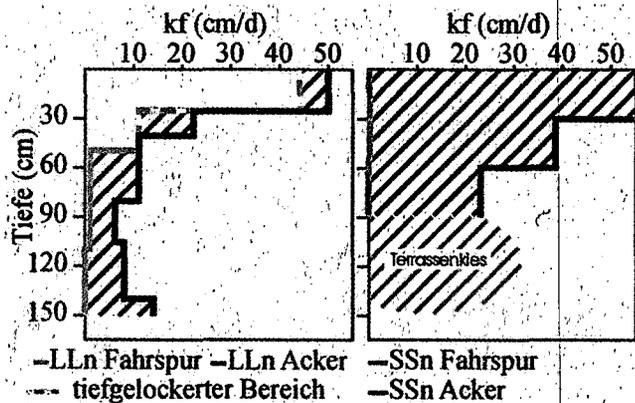


Abb. 3: kf-Werte (geometrisches Mittel, n=7) von Parabraunerde und Pseudogley – Vergleich Acker und Fahrspur sowie Einfluss der Tieflockerung (Standort 1 und 2)

### 3.2 Bodenmechanische Eigenschaften

Eine Zunahme der Vorbelastung (z.T. sehr hohe Vorbelastungen, Klassifizierung nach DVWK 1995) wurde erwartungsgemäß nach der Überfahung bei den Parabraunerden aufgrund einer plastischen Verformung bzw. Dichtlagerung festgestellt. Eine Abnahme der Stabilität erfolgte durch Tieflockerung in 30-50 cm Tiefe (Abb. 4).

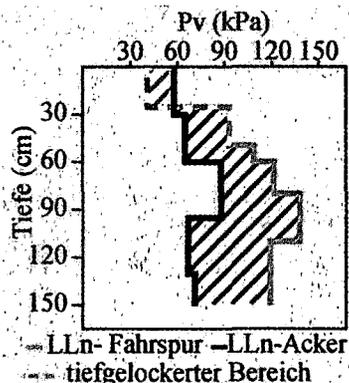


Abb. 4: Vorbelastung bei  $p_F 1.8$  (arithmetisches Mittel, n=4) einer Parabraunerde – Vergleich Acker und Fahrspur sowie Einfluss der Tieflockerung (Standort 2)

### 4 Schlußfolgerungen

Die extreme Belastung der Rheinbraunbagger hat erwartungsgemäß zu tiefreichenden Strukturveränderungen der untersuchten Löß-Standorte mit einhergehenden negativen physikalischen Eigenschaften im Unterboden geführt.

Die Tieflockerung hat zu einer Verbesserung der Luftkapazität und gesättigten Wasserleitfähigkeit bis in 50 cm Tiefe bei den Parabraunerden geführt, allerdings wird nicht der Ausgangszustand vor der Druckbelastung erreicht.

Die mechanische Stabilität der Parabraunerden wurde durch die Tieflockerung reduziert, ist allerdings immer noch etwas höher als im Ausgangszustand, so dass die Gefahr einer sofortigen Rückverdichtung im Unterschied zu beispielsweise tiefgelockerten rekultivierten Böden anfangs geringer ist. Ein Hauptproblem für die weitere Bewirtschaftung der tiefgelockerten Parabraunerden dürfte allerdings der kf-Sprung in rund 50 cm Tiefe sein, was in der Zukunft (sekundäre) Staunässe erwarten lässt. Das bedeutet, die ursprünglichen Parabraunerden werden sukzessive in Pseudogley mit entsprechenden negativen physikalischen Eigenschaften modifiziert, was aufgrund der Zunahme des Wasseranteils und Abnahme der kontrahierenden Wirkung der Wasserminisken mittelfristig wiederum zu einer Abnahme der Tragfähigkeit der Böden führen wird.

### Literatur

- AG Boden 1994: Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl. Hannover.
- DVWK 1995: Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil 1: Mechanische Belastbarkeit, Heft 234

# Zur Genese ziegelroter Böden in den quartären Landschaften Brandenburgs

J. Hering<sup>1)</sup>, A. Bauriegel<sup>1)</sup>, M. Kayser<sup>2)</sup>

## Einführung

Bei der Bodenkartierung im Land Brandenburg wurden wiederholt Böden mit intensiv rot gefärbten Bodenhorizonten aufgenommen. 18 Profile dieser Ausprägung wurden bisher bodenkundlich beschrieben.

Die betreffenden Böden sind nur in kleinen Arealen von wenigen Metern bis zu 100 m Durchmesser zu finden. Die Farbe ihrer im Mittel 30 cm mächtigen roten Horizonte liegt auf der MUNSELL-Tafel 2.5YR bis 5YR.

Die bisher aufgenommenen Profile bauen sich aus kalkfreien Reinsanden bis schwach lehmigen Sanden auf, wobei die roten Horizonte teilweise leicht erhöhte Schluffgehalte aufweisen.

Nach ihrer Lage im Landschaftsraum gruppieren sich die beschriebenen Böden folgendermaßen:

1. Profile in glazigenen Stauchungsgebieten
2. Profile in den Austrittsbereichen periglaziärer Rinnen am Rand von Hochflächen
3. Profile ohne erkennbaren Bezug zu bestimmten geomorphologischen Einheiten

Nach visuellen Gesichtspunkten lassen sich die Profile in drei unterschiedliche Phänotypen einteilen:

1. Profile mit ilCv-Horizonten im Liegenden der roten Horizonte
2. Profile mit Verlagerungsbändern unterhalb der roten Horizonte
3. Profile mit hydromorph gebleichten Horizonten unter den roten Horizonten

Es ist nicht geklärt, ob die Rotfärbung das Ergebnis eines bodenbildenden Prozesses ist, oder ob sie eher als Eigenschaft des Substrates aufzufassen ist. Bei der Beschreibung derartiger Profile ergibt sich daraus das Problem der mangelnden Kennzeichnungsmöglichkeit (s. ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK 1998). Im Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg wurde deshalb die vorläufige Horizontbezeichnung „By“ eingeführt. Der nachgestellte Buchstabe „y“ wurde gewählt, weil er in Kombination mit dem B-Horizont bisher noch nicht verwendet wird. Er dient lediglich zur Unterscheidung von anderen Horizonten und soll keine spezielle Pedogenese kennzeichnen.

## Ergebnisse

### 1. Chemische Untersuchungen

Um eine Einordnung der Untersuchungsergebnisse vornehmen zu können, wurden verschiedene

Horizont-Substrat-Gruppen (Vergleichshorizonte) aus dem Datenbestand des LGRB zum Vergleich herangezogen. Falls es sich bei der Rotfärbung um das Ergebnis eines bodenbildenden Prozesses handelt sind grundsätzlich folgende Prozesse denkbar (Abb. 1):

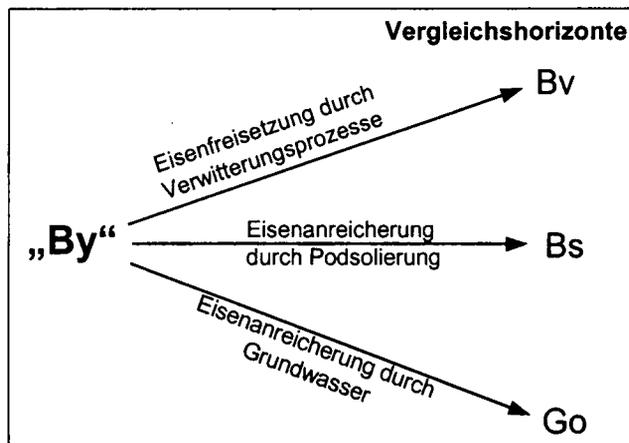


Abb.1: mögliche Pedogenesen und Vergleichshorizonte

Es wurden deshalb Bv-, Bs- und Go-Horizonte verschiedener Substrate als Vergleichshorizonte gewählt.

Die Ergebnisse der „By“-Horizonte liegen bei den Parametern pH-Wert, Magnesium-, Aluminium- und Kalziumgehalt in einem vergleichbaren Bereich wie die Werte der Vergleichshorizonte. Auffällig hingegen sind die Gehalte des Eisens, die in den „By“-Horizonten deutlich gegenüber den Vergleichshorizonten erhöht sind (Abb. 2).

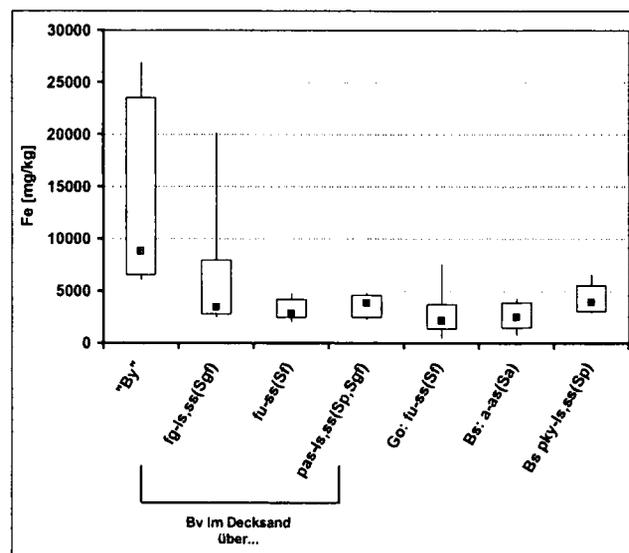


Abb. 2 : Eisengehalte der „By“-Horizonte sowie der Vergleichshorizonte

Auch innerhalb der vertikalen Horizontabfolge weisen die „By“-Horizonte die höchsten Eisengehalte auf (Abb. 3). Daraus lässt sich ableiten, dass in diesen Horizonten eine Eisenzufuhr stattgefunden haben

<sup>1)</sup> Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg, Stahnsdorfer Damm 77, 14532 Kleinmachnow, e-mail: hering@lgrb.de

muss. Mit einer Eisenfreisetzung durch Verwitterung sind diese hohen Eisengehalte nicht zu erklären.

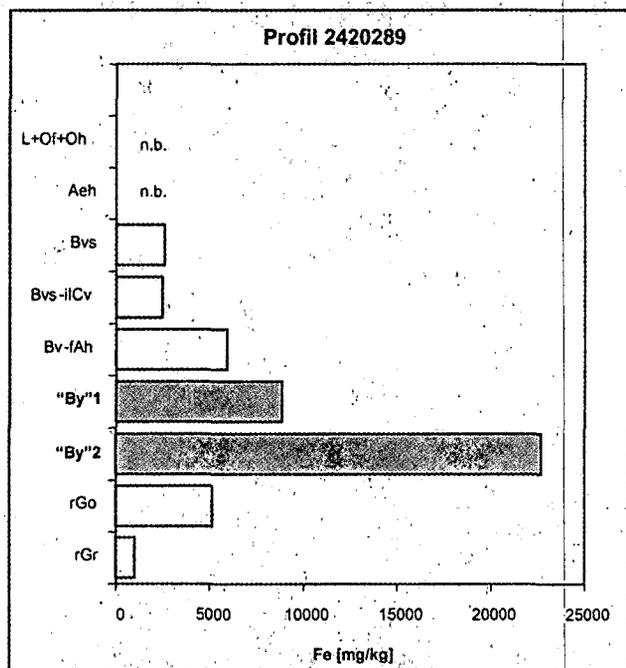


Abb. 3: Eisengehalte der Horizonte im Profil 2420289

Neben den erhöhten Gesamtgehalten des Eisens fällt bei den roten Horizonten ein deutlich verringertes Verhältnis zwischen oxalatlöslichem und dithionitlöslichem Eisen auf, was auf ein höheres Alter dieser Bildungen schließen lässt.

## 2. Mineraluntersuchungen

An ausgewählten Profilen wurden Untersuchungen zum Mineralbestand durchgeführt. Es wurden zwei Gruppen von Profilen untersucht, die sich durch ihre Lage zu geomorphologischen Einheiten unterscheiden:

1. Profile, die sich an den Austritten periglazialer Rinnen an Hochflächenrändern lokalisieren,
2. Profile aus glazigenen Stauchungsgebieten.

Die Analysen wurden im Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg von Herrn Dr. H. U. Thieke (Schwermineralbestimmung) und Herrn Dipl.-Geol. J. Luckert (Röntgenphasenanalyse) durchgeführt.

### Schwermineraluntersuchung

In den Profilen an den Austrittsbereichen periglazialer Rinnen wurden Amphibole und Pyroxene nachgewiesen. Das Auftreten und die gleichmäßige Verteilung dieser Schwerminerale über alle Tiefen der Profile weisen auf ein kaltzeitliches Bildungsmilieu der Substrate hin.

Im Gegensatz dazu sind in den Profilen in den Stauchungsgebieten neben Amphibolen und Pyroxenen auch erhöhte Gehalte an schwerer verwitterbaren Schwermineralen zu finden. Von den Bearbeitern wird dies als Beimengung von Tertiärmaterial interpretiert. Diese Interpretation stützt sich auf die Kenntnis, dass zumindest in der weiteren

Umgebung eines der beiden Profile tertiäre Sedimente oberflächennah anstehen.

Ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten der Rotfärbung und einem spezifischen Schwermineral-spektrum konnte bei keinem der untersuchten Profile festgestellt werden.

### Röntgenphasenanalyse

In den Profilen an den periglazialen Rinnen konnte neben Goethit auch in sehr geringen Spuren Hämatit nachgewiesen werden.

Dies steht im Widerspruch zu den Befunden der Schwermineralanalysen, die auf kaltzeitliche Sedimente hindeuten. Es wird deshalb angenommen, dass es sich hierbei um periglaziär verlagertes älteres Material handelt, was gut mit der Lage der Profile in den Austritten der periglazialen Rinnen (kleinere Trockentäler) zusammenpasst.

Dagegen konnte in den Profilen aus den Stauchungsgebieten mit dem angewendeten Untersuchungsverfahren kein Hämatit nachgewiesen werden, obwohl es die Farbe der roten Horizonte vermuten lässt (vgl. SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL 2002, S. 269). Es ist deshalb eine Wiederholung der Analysen mit veränderter Probenvorbereitung (verschiedene Anreicherungsverfahren, Zerstörung des Quarzes) geplant. Erhöhte Gehalte von Kaolinit und Gibbsit in diesen Profilen weisen auf Beimengungen von tertiärem Material hin, was sich mit den Ergebnissen der Schwermineralanalysen deckt.

### Zusammenfassung

Die Untersuchungsergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Unterschiedliche Phänotypen weisen auf verschiedene Entstehungswege hin.
- Deutlich erhöhte Eisengehalte lassen sich nur mit einer Zufuhr von Eisen (eventuell vor der letzten Substratgenese) erklären.
- Die Lage der Profile in den Austritten periglazialer Rinnen lässt Umlagerungsprozesse vermuten.
- Spuren von Hämatit bzw. die erhöhten Gehalte schwer verwitterbarer Minerale sind ein Indiz für nichtholozäne Genese der Bodenhorizonte bzw. Substrate.

### Literatur

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK (1998): Systematik der Böden und bodenbildenden Substrate. - Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 86

SCHEFFER / SCHACHTSCHABEL (2002) Lehrbuch der Bodenkunde, 15. Aufl., Heidelberg

# Bestimmung hydraulischer Parameter in heterogenen Böden mit inverser Modellierung

Olaf Ippisch<sup>1</sup>, Hans Graf<sup>2</sup>, Hans-Jörg Vogel<sup>2</sup>, Peter Bastian<sup>1</sup>

**Eine Standardmethode zur Bestimmung der hydraulischen Eigenschaften von Bodenproben ist die Verbindung von Multi-Step-Outflow Experimenten mit inverser Modellierung. Dabei wird in der Regel die Homogenität der Probe vorausgesetzt. Die meisten Böden sind jedoch heterogen und die Heterogenität ihrer hydraulischen Eigenschaften bestimmt die Phänomenologie von Fluß- und Transportprozessen. Neuere Messmethoden (Röntgentomographie, Geoelektrik, Georadar) erlauben es, die räumliche Struktur von Böden störungsfrei zu messen. In einem neuen Ansatz soll versucht werden, die hydraulische Heterogenität eines Bodens aus der unabhängig gemessenen Struktur durch inverse Modellierung zu bestimmen.**

Ziel der Simulation von Transportprozessen in Böden ist es in der Regel, die Verlagerungsgeschwindigkeit von Wasser und gelösten Stoffen in bestimmte Bodentiefen oder auch komplette Verteilungen von Wassergehalten, Fließgeschwindigkeiten und Stoffkonzentrationen vorherzusagen. Alle Modelle benötigen dazu Parameter, die die Eigenschaften des Bodens und der transportierten Stoffe widerspiegeln. Bei Modellen, die auf der Richardsgleichung basieren, werden diese Parameter heute in der Regel durch Multi-Step-Outflow Experimente bestimmt, gegebenenfalls mit zusätzlichen Durchbruchexperimenten für die gelösten Stoffe, wobei die Parameter mit Hilfe Inverser Modellierung gefittet werden. Da hierbei eindimensionale Modelle verwendet werden, ist es notwendig anzunehmen, dass die Probe homogen ist.

Schon rein optisch sind viele Böden jedoch heterogen und Färbeexperimente haben in den

letzten Jahren immer wieder gezeigt, dass dies auch durchaus für den Transport relevant sein kann (Abbildung 1). Eine Mittelung der Heterogenitäten durch Homogenisierungsansätze ist schwierig, da sie im Vergleich zu der Skala für die Vorhersagen gemacht werden sollen relativ groß sind.

Eine Lösung ergibt sich möglicherweise durch den Einsatz der, in den letzten Jahren entwickelten, neuen Methoden zur zerstörungsfreien Strukturmessung (z.B. Röntgentomographie, Positronenemissionstomographie, Neutronentomographie, Geoelektrik, Georadar, Magneto-Elektrik, Mikroseismik). Nimmt man an, dass die damit messbare Struktur Informationen über die Verteilung hydraulischer Eigenschaften liefert, so könnten die Heterogenitäten direkt in den Transportmodellen berücksichtigt werden, eine Homogenisierung wäre nicht mehr notwendig.

Kasteel et al.(2000) konnten zeigen, dass der Durchbruch eines konservativen Tracers durch eine heterogene Bodenprobe unter ausschließlicher Einbeziehung der molekularen Diffusion und unter Verzicht auf jegliche hydrodynamische Dispersion, sehr gut wiedergegeben werden konnte (Abbildung 2-b), während er sich bei Annahme eines homogenen Fließfeldes nur durch ein MIM-Modell fitten lies (Abbildung

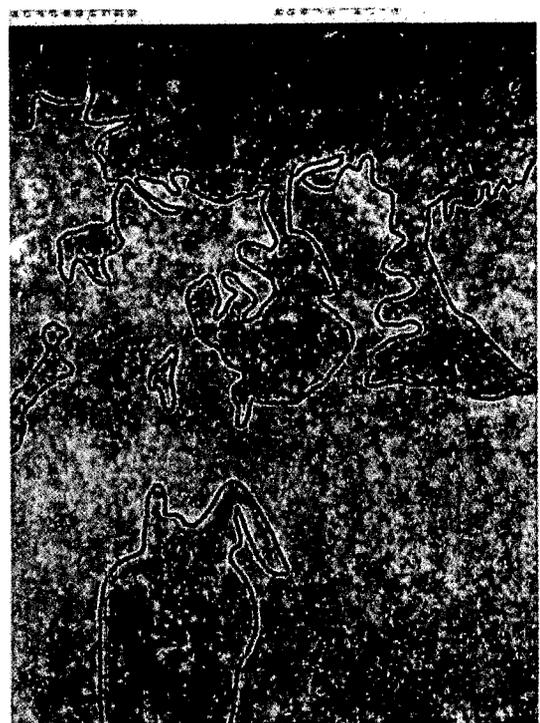


Abbildung 1: Ergebnis eines Färbeexperiments mit Brilliant Blue an einer Parabraunerde bei Orleans.

<sup>1</sup>Interdisziplinäres Zentrum für Wissenschaftliches Rechnen, INF 368, D-69120 Heidelberg  
email: olaf.ippisch@iwr.uni-heidelberg.de

<sup>2</sup>Institut für Umweltphysik, INF 229,  
D-69120 Heidelberg

2-a).

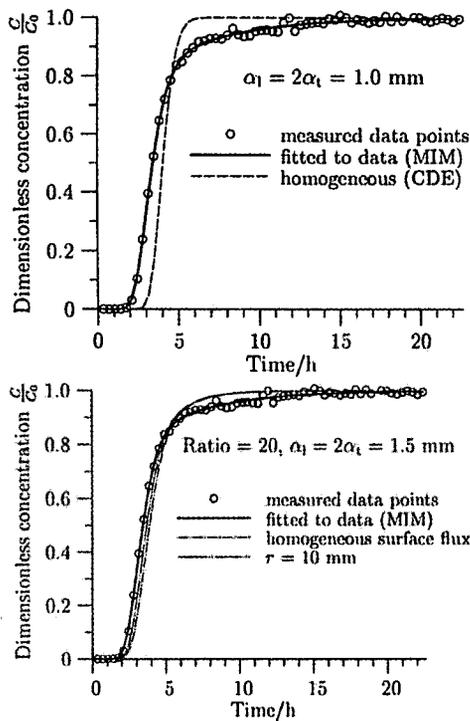


Abbildung 2: Durchbruchexperiment an einer heterogenen Bodensäule: a) Fit bei homogenem Fließfeld b) Einbeziehung eines heterogenen Fließfelds (aus Kastel et al. (2000))

Lassen sich aus der Strukturmessung auch einzelne Materialien und ihre Verteilung identifizieren, so bleibt das Problem der Bestimmung von Transportparametern für jedes einzelne Material. Eine direkte Messung ist aufgrund der kleinen einheitlichen Bereiche schwierig. Eine Alternative bietet die Inverse Modellierung der gesamten heterogenen Probe. Wesentliche Probleme hierbei sind der Rechenaufwand, die Stabilität und die Eindeutigkeit der Inversen Modellierung. Neben der Weiterentwicklung der Computerhardware, gibt es algorithmische Verbesserungen, die eine Lösung des inversen Problems möglich erscheinen lassen.

Bei der Inversen Modellierung werden die Parameter eines Vorhersagemodells (im weiteren Vorwärtsmodell) in einem iterativen Verfahren, ausgehend von einer Anfangsschätzung, immer weiter verbessert. Die Güte der Anpassung wird durch eine Zielfunktion gemessen, die die Abweichung von gemessenen und simulierten Daten bewertet. In jedem Iterationsschritt muss dabei die Sensitivität dieser Zielfunktion auf Änderungen in den Parametern bestimmt werden. Die einfachste Möglichkeit hierzu ist, je einen Lauf des Vorwärtsmodells für jeden Parameter zu machen, bei dem dieser Parame-

ter leicht geändert wird. Der Rechenaufwand wächst also linear mit der Anzahl der Parameter. Verbesserungen bringen hier der "Reduced-Gauß-Newton Approach", bei dem für jeden Parameter in jedem Zeitschritt nur ein zusätzliches lineares Gleichungssystem gelöst werden muss, oder die "Adjoint-State Method", bei der ein dem Vorwärtsmodell adjungiertes Problem gelöst werden muss, was etwa dem Aufwand zur Lösung des Vorwärtsmodells entspricht. Der Rechenaufwand wird dadurch weitgehend unabhängig von der Anzahl der Parameter. Eine Stabilisierung der Inversen Modellierung lässt sich durch Multiple-Shooting Ansätze erreichen. Beide Verfahren bringen jedoch einen deutlich höheren Aufwand bei der Implementierung mit sich. Auch beim Vorwärtsmodell selbst lässt sich der Rechenaufwand senken (unvollständige Lösung der linearen Gleichungssystem im Newtonverfahren, Mehrgitterverfahren, Parallelisierung) und die Stabilität der Lösung erhöhen (Rechnung mit erhöhter Genauigkeit, line search im Newtonverfahren).

Schließlich spielt die Auswertung der Strukturmessung und der bodenphysikalische Sachverstand für die Auswahl der zu fittenden Parameter eine wichtige Rolle. So kann z.B. entweder angenommen werden, dass eine Probe aus einigen völlig verschiedenen Materialien besteht, oder dass es einen Zusammenhang zwischen den Materialien gibt, der sich durch einen Skalierungsfaktor ausdrücken lässt. Diese Wahl hat wesentliche Auswirkungen auf den Rechenaufwand.

Das Ergebnis der Inversen Modellierung lässt sich für konstruierte Proben direkt überprüfen, wenn sie aus Materialien aufgebaut wurden, die auch einzeln, homogen messbar sind. Für natürliche, ungestörte Bodenproben kann die Qualität der Anpassung durch die Vorhersagefähigkeit für Stofftransportexperimente geprüft werden.

Die Entwicklung eines Inversen Modells für dreidimensionale heterogene Proben ist der nächste Schritt um dann die Möglichkeiten und Grenzen dieses Ansatzes ausloten zu können. Dabei sollen die unbedingt notwendigen Messungen bestimmt und das Versuchsdesign optimiert werden.

## Nährstoff-Problematik subhydrischer und semisubhydrischer Böden

K. Isermann<sup>\*)</sup>

### 1. EINLEITUNG

Auf die anthropogen bewirkte Nährstoff-Problematik (semi-)subhydrischer Böden sowie deren erforderlichen Schutz wurde von den Autoren Isermann und Isermann (1991) bereits ausführlich hingewiesen bzw. diese begründet. Mit entsprechenden Ankündigungen [Nachrichten der DBG 20/2 (2001) S. 14, 22/1 (2003) S. 16; DGM-Mitteilungen 3 (2001) S. 22/23, 4 (2002) S. 2; J. Plant Nutr. Soil Sci 166 (2003) S. 135-136] wurde diese Tagung der DBG / Kommission VIII Bodenschutz „Eigenschaften, Systematik und Problematik (semi-)subhydrischer Böden“ in Hamburg am 21./22. Juli 2003 demzufolge vom Autor beantragt mit der Zielsetzung der Gründung eines Arbeitskreises „(semi-)subhydrischer Böden und deren Schutz“.

Nachfolgend aus der Nährstoffsicht nun hierzu kurz (ausführlicher in Isermann und Isermann 2001) die wichtigsten

### 2. AUSFÜHRUNGEN

**2.1 Die Anteile der (semi-)subhydrischer Böden an der Erdoberfläche** betragen weltweit ca. 80% (71% Ozeane) und z.B. in Deutschland ca. 10% (ohne Schelfzone)

**2.2 Insbesondere die Nähr- und Schad-Stoffhaushalte** der entsprechend belasteten terrestrischen Böden sowie entsprechende Qualitätsziele und Lösungsansätze zu ihrer hinreichenden und ursachenorientierten Sanierung sind im wesentlichen bekannt, nicht hingegen jene der (semi-)subhydrischen Böden.

**2.3 Die Geringschätzung dieser (semi-) subhydrischen Böden** findet auch darin ihren Ausdruck, daß diese einerseits von der Bodenkunde und ihren Gesellschaften nur unzureichend Gegenstand der Forschung sind und andererseits die ihnen zugeordneten Wissenschaftsgebiete Limnologie und Ozeanographie diese Böden nur als „Sedimente“ und „Ökosysteme Oberflächengewässer“ oder im Zuge von Sanierungsmaßnahmen als „Schlamm“ oder „Baggergut“ bezeichnen“. Hinreichend wird eigentlich nur ihre Hydrosphäre als „Oberflächengewässer“ beschrieben und erforscht, z.B. durch Ausweisung von Stoffkonzentrationen,- Frachten und-Flüssen.

**2.4 Entsprechend gibt es zwar (inter-)nationale Abkommen zum Schutz der Oberflächengewässer, aber kaum bzw. keine Gesetze zum Schutz der semi-subhydrischen bzw. subhydrischen Böden.**

**2.5 Es fehlt auch völlig an der integrierten Betrachtung und dem integrierten Schutz zugleich der terrestrischen und (semi-)subhydrischen Böden sowohl hinsichtlich ihrer Quellen als auch ihrer Senkenwirkung:** So sind z.B. indirekt durch C-, N-, P- und S-Austräge (Emissionen) bzw. Einträge (Immissionen) aus diesen anthropogen hypertrophierten terrestrische Böden einerseits sowie andererseits durch zusätzliche entsprechende direkte Nährstoff-Einträge vornehmlich aus den Verursacherbereichen Ernährung mit Landwirtschaft, Humanernährung sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft, Energie-

wirtschaft (einschl. Verkehr) sowie Industrie und Gewerbe die (semi-)subhydrischen Böden (und ihre Hydrosphäre) vornehmlich der Binnen- und Küstengewässer (Schelfbereiche der Meere) (s. Abb.) auch angesichts vernachlässigbarer Nährstoff-Entzüge ihrer Biosphäre in noch viel srem Maße hypertrophiert als die terrestrischen Böden (s. Tab.). **Es bedarf also auch des Schutzes der (semi-)subhydrischen Böden vor den mit C-, N-, P- und S hypertrophierten terrestrischen Böden und vice versa.**

**2.6 Demzufolge werden auch in Deutschland gegenwärtig keines der Prinzipien einer nachhaltigen Wasserwirtschaft (Kahlenborn und Kraemer 2000) oder gar einer nachhaltigen Bewirtschaftung der (semi-) subhydrischen Böden eingehalten.**

So erschöpfen sich z.B. Sanierungsmaßnahmen der Gewässerbewirtschaftung bei o.e. Hypertrophierungsproblematik vornehmlich in nur folgeorientierten Maßnahmen („end of the pipe“), einhergehend mit Verschwendung und Plünderung der Ver- und Entsorgungsressourcen wie z.B. durch:

- Vorsätzliche Ausnutzung der (scheinbaren) „Retention“ → besser Retardation von C, N, P und S, z.B. durch Sequestrierung, Nitratammonifikation, Sorption, Elimination (Denitrifikation) und Verdünnung und somit ihres in 3facher Hinsicht nicht definierten „Selbst-Reinigungs-Vermögens (Natural Attenuation)“ weit über das natürliche Ausmaß hinaus (Hamm 1998, Behrendt et al. 1999, Brettar 1999)
- Sediment-Abdeckung / Versiegelung (Quandt 2001)
- Sediment-Entnahme und -Deponie (Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern 2000, China: Shuncaï and Chen 2000)
- Wiedervernässung von Niedermooren mit somit erhöhten Emissionen an P und DOC (Rupp et al. 2003)

**2.7 Entsprechend haben bisher die zugeordneten Wissenschaftsgebiete wie die terrestrische Pedologie einerseits und Hydrographie sowie Ozeanographie andererseits nahezu keine Berührungspunkte.**

### 3. ZIELSETZUNGEN

(Ausgangs-)Situationen von (semi-) subhydrischen Böden mit den angrenzenden und interagierenden Umweltbereichen Litho-, Hydro-, Atmo- und Biosphäre sind aus chemischer, physikalischer und biologischer Sicht ebenso zu beschreiben wie jene der terrestrischen Böden, entsprechende nachhaltige Qualitätsziele auszuweisen, um an diesen ausgerichtet den vor- und nachsorgenden sowie nachhaltigen Bodenschutz zu betreiben.

So bedürfen z.B. Bodenfunktionen wie Pufferungsvermögen, Filtervermögen, Selbstreinigungs- Abbau- bzw. Umbau (Transformations-)Vermögen, Retention, Retardation, Elimination dringend zugleich einer sozialen, ökologischen und ökonomischen Bewertung. Anzustreben sind nachhaltige, d.h. aus sozialer, ökonomischer und ökologischer Sicht hinreichende Sanierungskonzepte ursachenorientiert ansetzend und somit z.B. bei der Minderung der C-, N-, P- und S-Emissionen an der Quelle zum Schutz der Umwelt und damit auch der terrestrischen und(semi-)subhydrischen Böden.

<sup>\*)</sup>Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA)  
Heinrich-von-Kleist-Strasse 4, D 67374 Hanhofen  
Tel./Fax: 06344-29 83 / 93 72 64;  
e-mail: isermann.bnla@t-online.d

**4. ERSTE AKTIVITÄTEN**

siehe unter:

- 4.1 [www.nilu.no/projects/eliose/](http://www.nilu.no/projects/eliose/)
- 4.2 <http://www.nioz.nl/loicz>
- 4.3 <http://danubs.tuwien.ac.at>
- 4.4 [www.rp6.de](http://www.rp6.de)

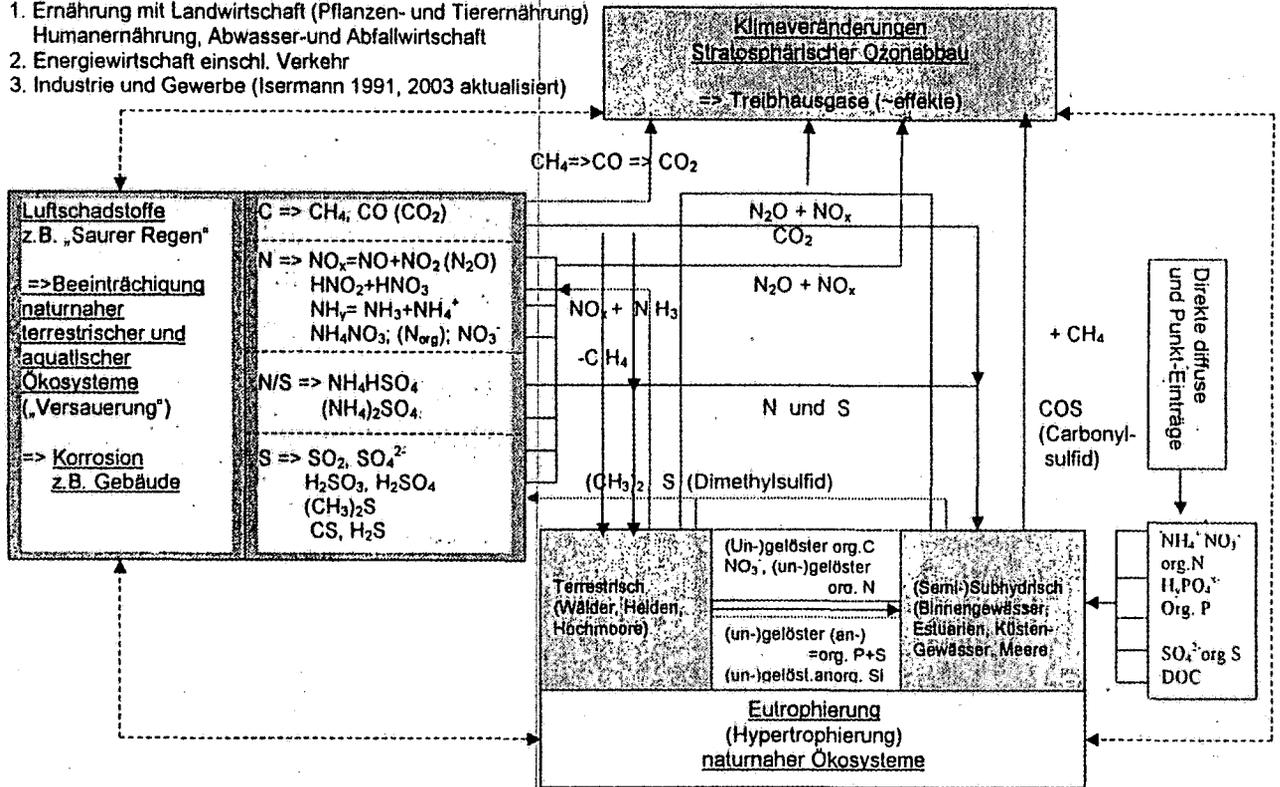
**5. LITERATUR siehe unter:**

Isermann K. und R. Isermann (2001): Schutz anthropogen belasteter terrestrischer und aquatischer Böden aus der Sicht ihrer Nährstoffhaushalte, insbesondere von C, N, P und S. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 95, 181-184

DBG Hamburg 2003, AK Subhydr. Böden

Interaktionen grenzüberschreitender kontinentaler und globaler Umweltbeeinträchtigungen verursacht durch reaktive Verbindungen der multifunktionalen Nährstoffe C, N, S, sowie monofunktionalem P anthropogen vornehmlich herrührend aus den Wirtschaftsbereichen:

- 1. Ernährung mit Landwirtschaft (Pflanzen- und Tierernährung) Humanernährung, Abwasser- und Abfallwirtschaft
- 2. Energiewirtschaft einschl. Verkehr
- 3. Industrie und Gewerbe (Isermann 1991, 2003 aktualisiert)



Re0498

**Vergleich der : 1. Biomassen**

2. N- und P-Gehalte, N/P-Verhältnisse, N- und P-Aufnahmen, N- und P-Entzüge mit der Ernte sowie (anthropogene) N- und P-Zufuhren (Inputs)

**A) Maximaler Benthos-Biomassen und**

**B) Landwirtschaftlicher Pflanzenbestände von Deutschland (1995)**

	A) Maximale Benthos-Biomassen (Vorfluter / Fließgewässer, Marine Oberflächengewässer)		B) Landwirtschaftliche Pflanzenbestände von Deutschland (1995)	
1. Biomassen (kg TS ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	100 <sup>1)</sup>		ca. 8 000	
2. Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P):	N	P	N	P
2.1 Nährstoffgehalte (% i.d. TS)	7,2	1,0 <sup>1)</sup>	4,0 (2,0-6,0)	0,55 (0,3-0,8)
2.2 N / P -Verhältnisse	7,2 / 1,0 (Redfield-Verhältnis)		7,3 / 1,0	
2.3 N- und P-Aufnahme (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	7,2 [1]	1,0 [1]	-	-
2.4 N- und P-Entzüge mit der Ernte (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	> 0	> 0	118 [1]	23 [1]
2.5 Nährstoff-Zufuhren (ca. 90% anthropogen) (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	z.B. Marine Oberflächengewässer <sup>2)</sup>		198 [1,7]	21 [0,9]
	a) Nordsee			
	Ostsee			
	81 / 43 [8] / [8]	11 / 3 [11] / [3]		
	b) Küsten-, Schelfbereiche (Welt)			
	487 (170-892) [88]	57 (14-78) [87]		

<sup>1)</sup> Edwards et al. (2000)

<sup>2)</sup> Vollenweider (1992)

## Physikalische Prozesse und organische Substanz in strukturierten Böden

Teilprojekt im DFG-SPP 1090: „Böden als Quelle und Senke für CO<sub>2</sub>“.

E. Jasinska<sup>1</sup>, R. Horn, T. Baumgartl, H. Wetzel

### Einleitung

Die Stabilisierung der organischen Substanz in Böden wird zumeist mit der biochemischen Unverwertbarkeit (Rekalzitranz), dem chemischen (Sorptions) und dem physikalischen Schutz erklärt. Während die beiden ersten Prozesse der Stabilisierung organischer Kohlenstoffverbindungen in Böden schon seit langer Zeit wissenschaftlich erforscht werden ist die Bedeutung der physikalischen Stabilisierung der organischen Substanz erst in den letzten Jahren verstärkt in den Vordergrund getreten. Die Bodenstruktur ist es, die die Zugänglichkeit für Wasser, Gase und ganz besonders für Mikroorganismen bestimmt (Elliot & Coleman 1988). So kann relativ leicht abbaubare organische Substanz in Bodenaggregaten eingeschlossen, für Mikroorganismen nicht zugänglich und damit stabilisiert sein (Oades 1984).

Entscheidenden Einfluss auf die Art und Dauer der Separierung dieser Prozessräume hat die mechanische Stabilität der Aggregate, deren Oberflächeneigenschaften (Hydrophobie) und Porenkontinuität in das Innere des Aggregates.

Das Ziel des Projektes ist es daher an strukturierten Böden auf der Ebene des Aggregates die funktionalen Zusammenhänge, die zur Separierung der Prozessräume führen aufzuklären.

Im Einzelnen werden die Auswirkungen hydraulischer und mechanischer Prozesse und deren Wechselwirkung zueinander für die Festlegung von organischer Substanz im Boden untersucht.

### Material und Methoden

Im Rahmen des Schwerpunktprogramms SPP 1090 wurden die Flächen des Julius-Kühn-Versuchsfeldes in Halle (Lessivierte Schwarzerde aus Sandlöß) sowie die Dauerversuchsflächen in Rotthalmünster (Parabraunerde aus Löß) beprobt. Die untersuchte lessivierte Schwarzerde wurde als Schwarzbrache, die Parabraunerden als Mais- und Weizenmonokultur genutzt. Das Probenmaterial wurde in Form von Einzelaggregaten (2-4 cm) und in homogener Form (auf 2mm abgeseibt) für die Untersuchungen verwandt. Zur Charakterisierung inhomogener Verteilungen der organischen Bodensubstanz in Aggregaten wurden die Aggregate in einem rotierenden Gefäß in einzelne Schichten fraktioniert und auf den Gehalt an organischer Substanz untersucht.

Die Hydrophobie von Oberflächen kann anhand von Infiltrationsversuchen polarer (Wasser) und unpolarer (Ethanol, n-Heptan) Flüssigkeiten definiert werden. Dabei kann an homogenisiertem Material der Benetzungswinkel mit der kapillaren Aufstiegsmethode (Tensiometer K100, Firma Krüss) Hinweise zu Oberflächeneigenschaften der unstrukturierten Probe geben („Materialkonstante“).

Darüber hinausgehend bestimmt die Sorptivität nach Hallett & Young (1999) den direkt an der Aggregatober-

fläche wirksamen Hydrophobiegrad. Durch die kombinierte Messung der Sorptivität der Aggregatoberfläche und einer durch Zerbrechen entstandenen Oberfläche des Aggregatinneren kann die strukturierende Wirkung der Aggregatbildung auf die Prozessräume erkannt werden. Die mechanische Stabilität (Dexter 1988) von Aggregaten bei einem Vorentwässerungsgrad von -3, -6, -15, -30 kPa und im lufttrockenen Zustand wurde in Zugspannungsversuchen (Crushing test) ermittelt.

### Ergebnisse

Die abgeschälten Aggregateschichten haben im Falle des A<sub>h</sub>-Horizontes der lessivierte Schwarzerde aus Halle deutlich differenzierbare Kohlenstoffgehalte. Dabei nehmen die Gehalte vom Aggregatrand ins Aggregatinnere ab (Abb.1). Nach 2 mm Abtrag ist der C-Gehalt auf ca. 50% reduziert. Die Untersuchungen für die Aggregate der untersuchten Horizontes der Standorte in Rotthalmünster zeigen bisher keine Differenzierung in den Kohlenstoffgehalten wohl aber in der Elementverteilung (Kalium und Aluminium). Dies kann als ein Hinweis auf erhöhte Tongehalte im Außenbereich der Aggregate gesehen werden.

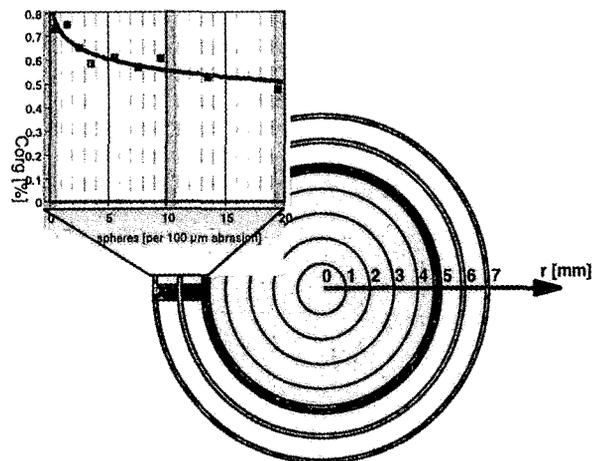


Abb. 1: C-Gehalt in Aggregatschichten

Die Untersuchungen des Benetzungswinkels für die Standorte in Rotthalmünster zeigen eine fast parallele Abnahme mit der Bodentiefe. Dennoch sind selbst in 40 cm Bodentiefe mit deutlich geringeren organischen Kohlenstoffgehalten die Benetzungswinkel mit Werten über 70° noch deutlich hydrophob.

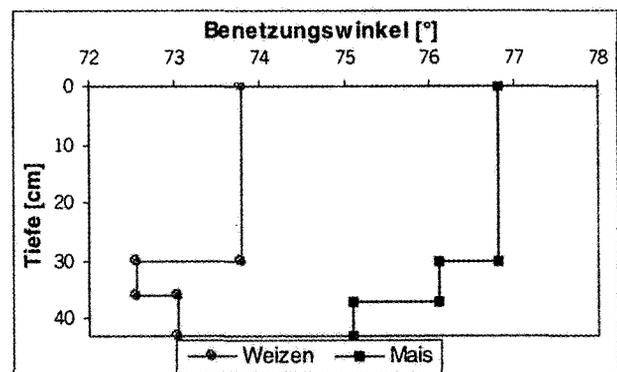


Abb. 2: Tiefenverteilung der Kontaktwinkel bei unterschiedlicher Vegetation

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel, Olshausenstr.40, 24118 Kiel  
e.jasinska@soils.uni-kiel.de

Die Sorptivität wurde für den Standort Rothalmünster auch an homogenisiertem und unterschiedlich verdichtetem Boden untersucht. Es zeigten sich deutliche Unterschiede in den Benetzungseigenschaften in Abhängigkeit von der landwirtschaftlichen Nutzung und der gewählten Lagerungsdichte. (Abb.3). Die Bodenproben unter Weizennutzung zeigten bei Lagerungsdichten von  $1.4 \text{ g/cm}^3$  hydrophile Eigenschaften, bei höherer Verdichtung ( $1.6 \text{ g/cm}^3$ ) kommt es dann zu einer Zunahme des Hydrophobiegrades. Eine entgegengesetzte Tendenz, bei geringerem Einfluss der Lagerungsdichte, konnte bei den Bodenproben unter Körnermais beobachtet werden.

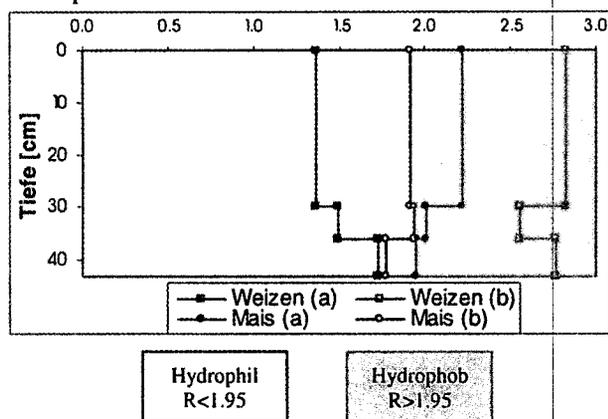


Abb. 3: Benetzungshemmung am homogenisierte Bodenproben bei zwei Lagerungsdichten (a) -  $d_B = 1,4 \text{ g/cm}^3$ , (b) -  $d_B = 1,6 \text{ g/cm}^3$

Die Ergebnisse der Benetzungsuntersuchungen an Aggregataußen- und -innenbereichen zeigen, dass die Aggregatoberflächen in den A-Horizonten (Abb.4a, 4b) hydrophobe Eigenschaften aufweisen, während mit zunehmender Tiefe eine Tendenz zur Hydrophilie deutlich wird. Das Innere der Aggregate unter Körnermaisnutzung ist unabhängig von der Lage im Profil als hydrophil einzuordnen. Die Aggregate unter Weizennutzung dagegen werden mit zunehmender Bodentiefe im Inneren stärker hydrophob.

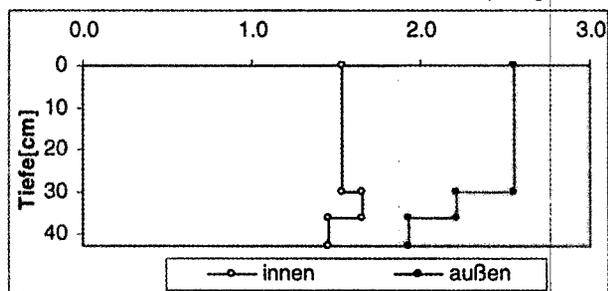


Abb. 4a: Benetzungshemmung von inneren und äußeren Oberflächen von Aggregaten unter Körnermaisnutzung in Rothalmünster

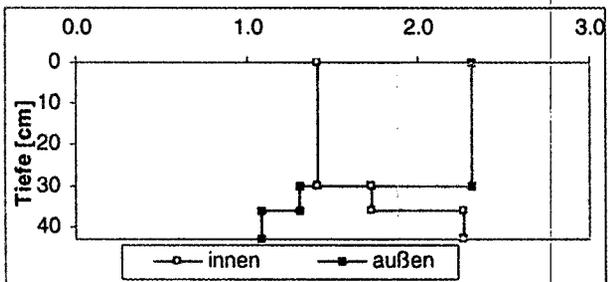


Abb. 4b: Benetzungshemmung von inneren und äußeren Oberflächen von Aggregaten unter Weizennutzung in Rothalmünster

Die Ergebnisse der Messungen zur Aggregatstabilität zeigen (Abb.5), dass die Bodenaggregate im lufttrockenen Zustand sehr stabil sind. Aggregate mit einem geringeren Entwässerungsgrad (< -30 kPa entspricht Bereich der Feldkapazität) sind dagegen äußerst instabil.

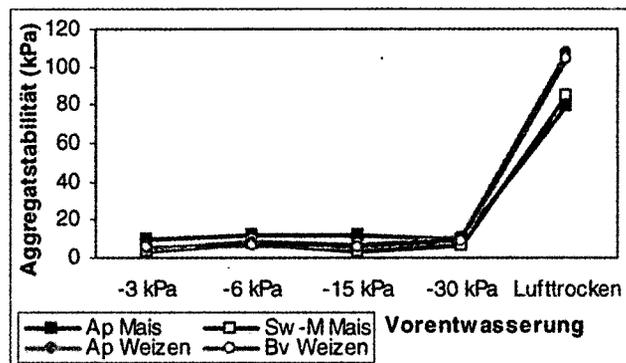


Abb. 5: Aggregatstabilität bei verschiedenen Vorentwässerungsstufen

### Diskussion

Die räumliche Differenzierung von Poren (durch Aggregatbildung) als Folge von bodenphysikalischen Prozessen bewirkt:

- eine räumliche Differenzierung der Verteilung der organischen Substanz (Abnahme von Corg von außen nach innen),
- eine Hydrophobisierung von Aggregataußen- bzw. innenflächen, je nach Entwicklungszustand der Aggregate und Art von DOM und deren Sorption bzw. Desorption,
- einen größeren Schutz vor Zugänglichkeit und Abbau der organischen Substanz vor allem bei trockeneren Böden aufgrund der Erhöhung der mechanischen Stabilität von Aggregaten,
- durch eine Erhöhung der Hydrophobie eine Reduzierung von Wasserflüssen in Aggregatinnenräumen,
- eine höhere mechanische Stabilität und damit einen Schutz vor Abbau.

Je stabiler Aggregate sind, umso deutlicher unterscheiden sich die Eigenschaften von Außen- und Innenbereichen der Aggregate und umso verzögerter erfolgt der Abbau der organischen Substanz in räumlich schwerer zugänglichen Poren. Damit sind auch Auswirkungen auf den Wasser- und Stofftransport in strukturierten Gesamtböden und ins Aggregatinnere zu erwarten.

### Literature:

- Dexter, A.R. (1988): *Strength of soil aggregates and of aggregate beds. Catena supplement 11. Impact of water and external forces on soil structure.*
- Hallet, P.D. and Young, I.M. 1999: *Changes to water repellence of soil aggregates caused by substrate-induced microbial activity. European Journal of Soil Science 50, 35-40*
- Elliot, E.T., Coleman, D.C. (1988): *Let the soil work for us. Ecological Bulletin 39. 23-32*
- Oades, J.M. (1984): *Soil Carbon Sequestration and the greenhouse effect. Soil Science Society of America Social Publication. 57. Madison WI. USA*

## Vom Punkt zur Fläche auf der Basis der Bodensystematik –

### N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Waldböden des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald)

Hermann F. Jungkunst, Sabine Fiedler, Bettina S. Höll & Karl Stahr

#### 1 Problem

Stoffbilanzen sind stets aktueller Gegenstand vieler Disziplinen der Wissenschaft. Zum Politikum können Stoffübergänge mit nachhaltigen Gefährdungspotential werden, meist für das System mit Stoffzugewinn (z.B. Nitrat- austrag von Düngern über Böden ins Grundwasser). Hierbei ist bei ökosystemarer Fragestellung die Pedosphäre meist von zentraler Bedeutung, da hier viele Stoffumsätze stattfinden. Aufgrund der Natur der Pedosphäre sind mit ihr verbundene Bilanzen Flächenbilanzen. Hieraus ergibt sich eine grundsätzliche Herausforderung an abschätzende Hochrechnungen und Modelle, denn flächendeckende Messungen sind nicht realisierbar. Ein gegenwärtiges Beispiel ist das sogenannte Treibhausgas N<sub>2</sub>O. Es herrscht Einigkeit darüber, dass die Böden die Hauptquelle (70%) für die Atmosphäre darstellt, jedoch beinhalten sie auch die größten Unsicherheiten (100%) (IPCC, 2002). Das Kyoto-Protokoll verlangt jedoch von den Unterzeichnerstaaten präzise und nachvollziehbare nationale Bilanzen der Treibhausgase.

#### 2 Ziel

ist es, am Beispiel von bodenbürtigem N<sub>2</sub>O zu demonstrieren, dass die flächendeckend beste Information über die Pedosphäre - Bodenkarten - einen wertvollen Beitrag zu Flächenbilanzen von ökosystemaren Stoffflüssen leisten kann. Trotz genetischen Ansatz(es) der deutschen Bodenklassifikation, spiegeln Bodentypen ökologische Prozesse wider (Fiedler et al. 2002).

#### 2 Thesen

- (i) Es gibt bodentypenspezifische Emissionsraten.
- (ii) Es gibt bodentypenspezifische Emissionsmuster.

#### 3 Untersuchungsobjekte

Sieben Böden eines repräsentativen Landschaftsausschnitts (6.53ha) des Mittleren Schwarzwaldes wurde als Untersuchungsgebiet ausgewählt, (siehe Höll et al., 2003; Fiedler et al. 2003). Die Erfassung des N<sub>2</sub>O-Emissionen erfolgte wöchentlich im Zeitraum August 2000 - Januar 2003 mittels der statischen Kammermethode (2 Kammern á 1 m<sup>2</sup> pro Standort). Weitere Details in Fiedler et al. (2002).

#### 3 Ergebnisse

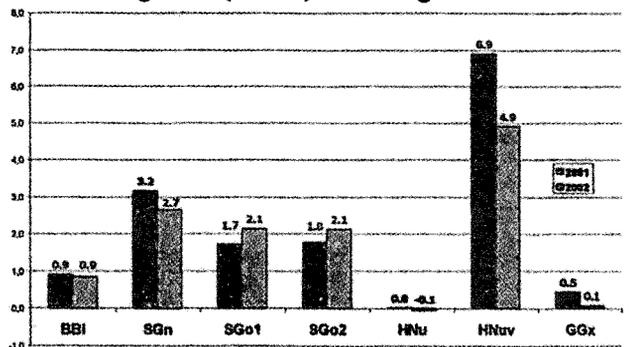
##### Bodentypenspezifische jährliche Emissionsraten

Die Böden ließen sich über beide Jahre in dieselbe Rangfolge der Emissionsraten anordnen: HNuv < GGx < BBI < SGo < SGn < HNuv (Abb.1). Vorausgesetzt die Ockererde (GGx = (Hang)Oxigley) wird den Braunerden zugeordnet (zur Problematik der Systematisierung der Ockererden siehe Jahn & Fiedler 2001), so wäre bereits auf der Typebene eine Hierarchie angedeutet: Niedermoore (HN) < Braunerden (BB) < Stagnogleye. Jedoch verdeutlichen die großen Unterschiede beider Moorstandorte (HNu gegenüber HNuv) die Notwendigkeit stärker zu differenzieren. Auch unterscheiden sich die Moorstagnogleye (SGo1+2) erkennbar von dem Normstagnogleye (SGn).

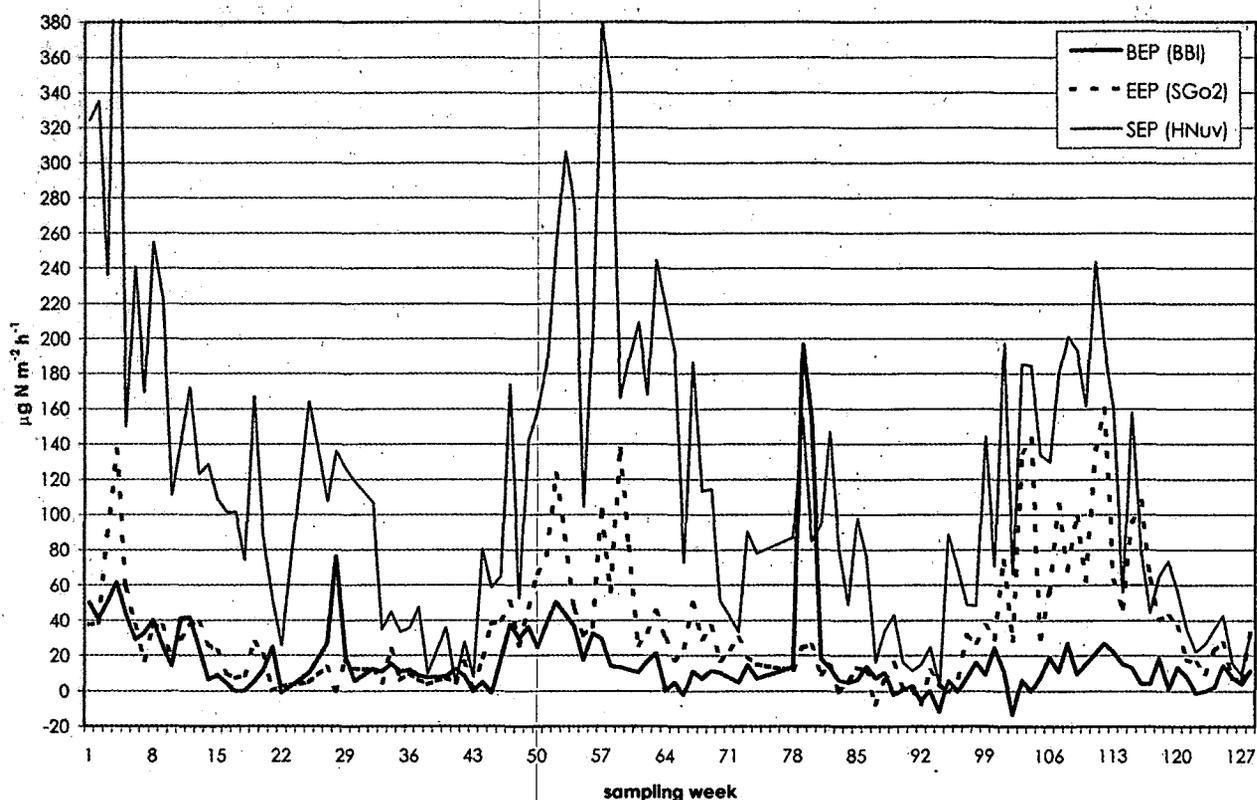
Abb.1: Jährliche Lachgas-Emissionsraten der untersuchten Böden in kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>.

##### Bodentypenspezifische jährliche Emissionsmuster

Alle drei (background, event und seasonal) von Brumme et al. (1999) beschriebenen jährlichen Emissionsmuster wurden festgestellt (Abb. 2). Dabei ergab ich auf der Hie-



rarchieebene der Bodentypen bereits eine klare Differenzierung. Der den Nadelwäldern generell zugeordnete Hintergrundtypus (background) zeigte sich für die gut durchlüfteten und niedrig emittierenden Böden - Lockerbraunerde (BBI) und Ockererde (GGx). Die Stagnogleye (Norm- (SGn) und Moorstagnogleye (SGo 1+2)) hatten alle ein Ereignis bezogenes Emissionsmuster (event). Der saisonale Typus (seasonal) konnte dem Erd-Übergangs(nieder)moor (HNuv) zugeordnet werden. Das Übergangs(nieder)moor hatte aufgrund zu geringer Emissionen kein eindeutiges Muster, wobei die Methanemissionen (nicht dargestellt) ebenfalls einen saisonalen Verlauf hatten.



#### 4 Diskussion

Bislang wurde bei Flächenabschätzungen ökosystemarer Lachgasemissionen grobe Einheiten (wetlands, forest etc.) betrachtet und selbst bei detaillierter durchgeführten Untersuchungen stärker nach Vegetation (z.B. Laub- gegenüber Nadelwald) als nach Boden unterteilt. Bei den Böden handelte es sich meist um den regionalen Hauptbodentyp der häufig gut durchlüftet ist. Für das Untersuchungsgebiet „Wildmooswald“ wurden die Flächenanteile 60,6; 11,3; 12,4; 2,3; 10,6, und 2,8% für Lockerbraunerde (BBI), Normstagnogley (SGn), Moorstagnogley (SGo1+2), Übergang(nieder)moor (HNu), Erd-Übergang(nieder)moor (HNuv) und Ockererde (GGx) kartiert. Bei Berücksichtigung aller Bodentypen ergibt sich ein Durchschnittswert von  $1,86 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ , jedoch für den Hauptbodentyp (BBI) lediglich  $0,96 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Dies verdeutlicht die notwendige Einbeziehung der facettenreichen Pedosphäre bei regionalen Hochrechnungen.

Auf Grundlage der Emissionsmuster nach Brumme et al. (1999) wurde ein Modellkonzept entwickelt, anhand dessen eine Inventur der N<sub>2</sub>O Emissionen deutscher Wälder durchgeführt wurde (Schulte-Bisping et al., 2003). Hierbei wurde für jedes Emissionsmuster ein eigenes Computermodell herangezogen, da ihnen unterschiedliche Dynamik zugrunde liegen (d.h. unterschiedlich gewichtete Haupteinflussfaktoren). Dieser Ansatz ist gut nachvollziehbar, jedoch wurden Nadelwälder bislang nur ein Emissionsmuster (background) zugeordnet. Unsere Untersuchungen zeigen, dass Nadelwälder durchaus mehrere Emissionsmuster aufweisen können. Durch weitere, nach Bodentypen differenzierende Studien könnte das Modellkonzept von Schulte-Bisping (2003) verfeinert werden und damit die Inventur der deutschen Wälder verbessert.

#### Literatur

- Brumme R., W. Borken, and S. Finke, Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems, *Global Biogeochem. Cycles*, 13, 1137-1148, 1999.
- IPCC 2001. *Climate Change 2001*.  
[http://www.grida.no/climate/ipcc\\_tar/wg1/134.htm#4211](http://www.grida.no/climate/ipcc_tar/wg1/134.htm#4211)
- Fiedler S., Jungkunst H.P.F., Jahn R., Kleber M., Sommer M. and Stahr, K. 2002. Linking soil classification and soil dynamics – pedological and ecological perspectives. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 165: 517-529
- Jahn, R. & S. Fiedler (2001) Zur systematischen Einordnung und Abgrenzung von "Ockererden". *Mitteilg. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 96: 509-510.
- Fiedler, H.F. Jungkunst, & B.S. Höll (2003): Gelöstes Methan innerhalb einer hydromorphen Bodengesellschaft des Mittleren Schwarzwaldes ('Wildmooswald') (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)
- Höll, B.S., S. Fiedler, H.F. Jungkunst & K. Stahr (2003): Gelöstes N<sub>2</sub>O in einer landschaftstypischen Pedochore des Mittleren Schwarzwaldes (Wildmooswald) (s. Beiträge d. Kommissionssitzung V in diesem Band)
- Schulte-Bisping, H., R. Brumme, and E. Priesack, Nitrous oxide emission inventory of German forest soils, *J. Geophys. Res.*, 108, 4132-4142, 2003.

#### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des **Graduiertenkollegs "Strategien zur Vermeidung der Emission klimarelevanter Gase und umwelttoxischer Stoffe aus Landwirtschaft und Landschaftsnutzung"** durchgeführt. Wir danken der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die finanzielle Förderung unseres Teilprojekts.

Hermann Jungkunst  
 Institut für Bodenkunde und Standortslehre  
 Emil-Wolff Str. 27  
 70593 Stuttgart  
 hermann@uni-hohenheim.de

# Mineralogische Eigenschaften von Raseneisengleyen in Polen

D. Kaczorek, M. Sommer, L. Oktaba

## EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

In Polen gibt es 18000 km<sup>2</sup> mit Raseneisengleyen. Die Gebiete mit Raseneisenstein befinden sich in holozänen Auen und werden meistens als Grünland genutzt. Das Grundwasser spielt bei diesem Böden eine sehr wichtige Rolle und steht in obersten Meter (GOF) an.

Ziel der Arbeit war es, verschiedene Typen von Raseneisengleyen nach ihren mineralogischen, mikromorphologischen und chemischen Eigenschaften zu unterscheiden.

## MATERIAL UND METHODEN

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Nähe von Warschau. Zwei Standorte befindet sich in der Weichselau, der dritte Standort in der Aue eines kleineren Weichsel-Zuflusses. Die mittlere jährliche Lufttemperatur in diese Gebiet beträgt 8°C, der Niederschlag 450 mm. Insgesamt wurden 20 Profilen untersucht. Der pH-Wert wurde in 1M KCl gemessen, die mineralogische Eigenschaften mit Röntgenbeugungsanalyse analysiert (Pulverpräparate, Co-Lampe, Brucker ASX). Die Eisenextraktionen wurden mit Oxalat-, Dithionit- und Pyrophosphat-Lösungen durchgeführt, der Gesamtelementgehalt mittels RFA. Mikromorphologische Eigenschaften wurden nach STOOPS (2003) beschrieben.

## ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die 20 untersuchten Profile lassen sich in 3 verschiedene Typen des Raseneisensteins unterteilen. Beim *Typ A* ist der Raseneisenstein bankartig verhärtet. Die höchste Gehalt an Fe<sub>d</sub> befindet sich in Raseneisenhorizont mit bis zu 40 Gew.%, im A-Horizont bis 20% Fe<sub>d</sub> und in den Gr-Horizont unter 1% Fe<sub>d</sub>. Das organisch gebundene Eisen (Fe<sub>p</sub>) spielt bei diesen Typ keine Rolle. Das Fe<sub>o</sub>:Fe<sub>d</sub> Verhältnis beträgt in Oberböden ca. 0,5, d.h. bei diesem Typ gibt es genau soviel amorphe wie kristalline Eisenoxide. Raseneisen vom Typ A ist auch durch sehr hohe Gesamtgehalte an Phosphor (3%) und Mangan (1%) charakterisiert. Die höchste Kohlenstoffgehalt ist in A-Horizont (8%), im Raseneisenhorizont nur 1% C<sub>org</sub>. Die pH Werte reichen von 5,5 in Oberböden bis 6,6 in Unterböden. Das Hauptmineral bei diesem Typ ist Ferrihydrit mit den charakteristischen Reflexen bei d = 2,56; 2,21; 1,72 und 1,51. Mikromorphologisch besteht die Matrix beim Raseneisen vom Typ A nur aus Eisenoxiden (Abb.1A), es gibt sehr wenig Hohlräume, channels und Risse. Goethit findet man sehr selten, wenn überhaupt dann in channels in Nadelform.

Der zweite Typ von Raseneisenstein (= *Typ B*) ist durch seinen Reichtum an Konkretionen charakterisiert, die bis in den A-Horizont reichen. Der Gesamteisengehalt bei diesem Typ ist so hoch wie beim Typ A, aber es gibt keine deutlichen Unterschiede zwi-

schen dem A- und dem Raseneisenhorizont - die Gehalte liegen bei ca. 38%. Auch beim Typ B spielt organisch gebundenes Eisen keine Rolle. Das Verhältnis zwischen Fe<sub>o</sub> und Fe<sub>d</sub> ist bei Typ B deutlich niedriger (0,25) als beim Typ A. Dies bedeutet, dass bei Typ B die kristallinen Eisenoxide über die „amorphen“ Eisenoxide dominieren. Die Akkumulation an Phosphor ist größer (4%) als beim Typ A. Die Gesamtgehalte an Mangan und Phosphat korrelieren in ihren Tiefenfunktionen immer mit dem Eisen. Der Gehalt an Kohlenstoff ist mit 3% im A-Horizont deutlich niedriger als beim Typ A. C<sub>org</sub> beträgt 2% im Raseneisenhorizont. Die pH Werte reichen von 5,5 bis 6,5. Das Hauptmineral ist der Goethit mit charakteristische Reflexen bei d = 4,17; 2,69; 2,48; 2,45; 2,24 und 1,50. Auch bei diesem Typ besteht die Matrix nur aus Eisenoxiden (Abb.1B), aber desöfteren findet man Goethit. Es gibt deutlich mehr Hohlräume im Vergleich zum Typ A. Zudem befindet sich zwischen den Konkretionen eine Feinmasse.

Der dritte Typ, weicher Raseneisenstein (= *Typ C*), ist durch ein Profil mit bis 140 cm Mächtigkeit charakterisiert, wobei sich die Eisenakkumulationen über das ganze Profil erstrecken. Die Fe-Gesamtgehalte liegen in manchen Horizonten bei ca. 50%. Das Fe<sub>o</sub>:Fe<sub>d</sub> - Verhältnis liegt zwischen 0,6 und 0,9. Typ C weist auch die höchste Akkumulation an Phosphor (8%) auf sowie hohe Akkumulationen an Mangan (1%). Die pH Werte sind die niedrigsten aller 3 Typen und liegen zwischen 4,8 und 5,0. Der Kohlenstoff ist über das ganze Profil verteilt, mit höchsten Werten in Oberböden (7,5%) und relativ hohen Werten in den Unterböden (ca. 3 %). Neben Goethit und Ferrihydrit gibt es bei Typ C andere Eisenminerale wie Siderit (d = 3,61; 2,80; 2,19; 1,95; 1,80; 1,75) und Vivianit (d = 7,94; 6,71; 4,90; 3,86). Die Matrix besteht aus Eisenoxiden (Abb.1C), aber auch Vivianit und Siderit sind erkennbar. Die Mikrostruktur vom Typ C ähnelt der Struktur vom Typ A, hat aber eine andere Farbe (nicht so rot wie bei Typ A). Es gibt auch mehr channels und Risse im Vergleich zum Typ A.

## ZUSAMMENFASSUNG

In Polen kommt Raseneisenstein in drei verschiedenen Formen vor: als massive, harte Schicht (Typ A), als Konkretionen (Typ B) und in weicher Form (Typ C). Bei der massiven Form ist das Hauptmineral Ferrihydrit, bei der konkretionären Form dominiert Goethit und in der weichen Form kommt noch Vivianit und Siderit dazu. Die Fe<sub>o</sub>:Fe<sub>d</sub> Verhältnisse spiegeln die relativen Anteile der verschiedenen Eisenminerale wider.

## LITERATUR

- Kaczorek, D. & Z. Czerwinski. 2001. Sklad mineralogiczny rud darniowych pochodzacych z okolic Warszawy i Lomzy. *Roch.Gleb. T LII Supl. Warszawa* ss. 177-181.
- Kaczorek, D. & M. Sommer. 2003. *Micromorphology, chemistry and mineralogy of bog iron ores from Poland*. Akzeptiert bei *Catena*
- Kaczorek, D., Sommer, M., Andruschkevitch, L., Oktaba, L., Czerwinski, Z. & K. Stahr. 2004. *A comparative micromorphological and chemical study of „Raseneisenstein“ (bog iron ore) and „Ortstein“*. Akzeptiert bei *Geoderma*.
- Stoops, G. 2003. *Guidelines for analysis and description of soil and regolith thin sections*. ASA, Madison, WI.

Typ des Raseneisensteins	C <sub>org</sub> (%)	pH KCl	Fe <sub>t</sub> (%)	Fe <sub>d</sub> (%)	Fe <sub>o</sub> (%)	Fe <sub>p</sub> (%)	Fe <sub>o</sub> :Fe <sub>d</sub>	P <sub>t</sub> (%)	Mn <sub>t</sub> (%)	Mineralogie
Typ A (n=9)	1,0-1,4	6,3-6,4	33-42	35-47	18-22	0,4-1,0	0,50-0,55	2,0-3,0	0,4-1,0	Ferrihydrit
Typ B (n=7)	0,8-2,2	5,9-6,0	34-48	25-43	7-14	0,1-0,5	0,20-0,25	1,5-4,0	0,2-0,6	Goethit
Typ C (n=4)	0,5-3,3	4,7-5,6	21-47	12-43	5-20	0,1-5,9	0,54-0,85	1,2-8,0	0,1-1,0	Vivianit, Syderit, Ferrihydrit, Goethit

Tabelle 1: Chemische und mineralogische Eigenschaften verschiedener Typen des Raseneisensteins.

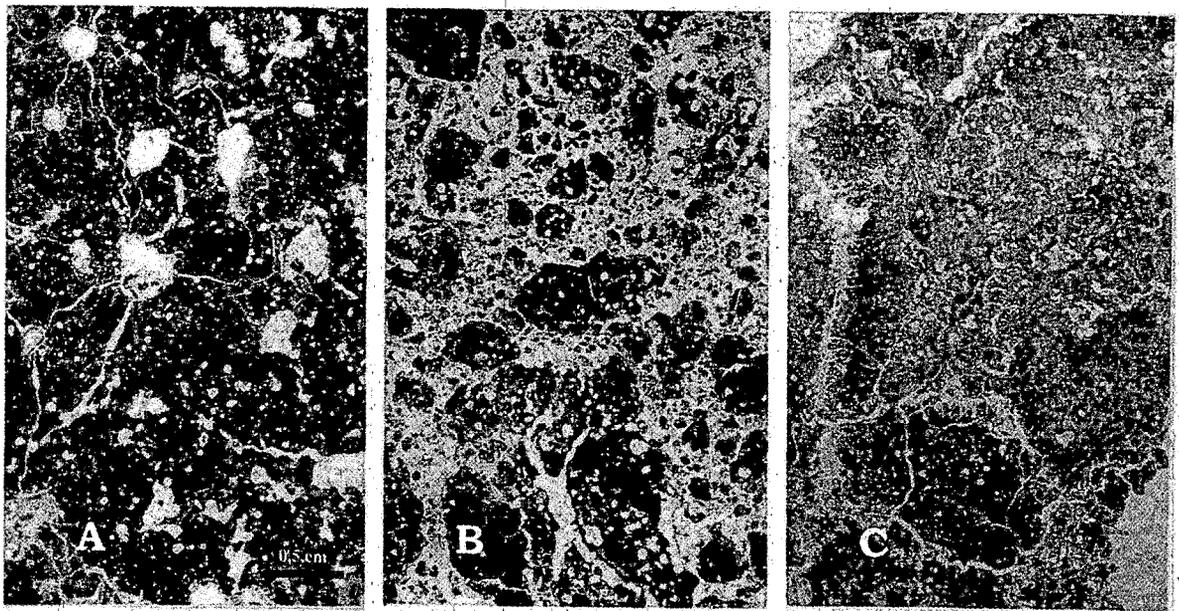


Abb. 1: Mikrostruktur von: A) hartem Raseneisenstein, B) konkretionärem Raseneisenstein und C) weichem Raseneisenstein.

## Einfluss von pH und DOM Konzentration auf die Mobilisierung kolloidgebundenen Bleis

S. Klitzke, F. Lang, M. Kaupenjohann

### Einleitung

Kolloidaler Transport erwies sich in unterschiedlichen Untersuchungen als relevant für die Schwermetallverlagerung in Böden (Denaix et al., 2001, Jensen 1998, Keller und Domergue, 1996). Die Stabilität und Mobilität von Kolloiden wird entscheidend beeinflusst vom pH-Wert und der Konzentration an gelöster organischer Substanz (DOM) in der Bodenlösung (Kretzschmar et al., 1993, Sposito und Heil, 1993). Bislang gibt es jedoch keine Untersuchungen, die sich mit dem Einfluss dieser beiden Faktoren auf die Mobilisierbarkeit kolloidalen Bleis aus Böden befassen. Ziel der hier vorgestellten Laborexperimente war es, den Einfluss des pH-Anstieges und der DOM Konzentration auf die Mobilisierung kolloidal gebundenen Bleis zu ermitteln und zu überprüfen, ob DOM induzierte Kolloidmobilisierung allein durch den Einfluss auf die Oberflächenladung zu erklären ist.

### Material und Methoden

Unsere Experimente führten wir mit Bodenproben eines OA<sub>h</sub> Horizontes einer podsolierten Braunerde von einem ehemals als Schießplatz genutzten Standort durch (pH 3,6; lehmiger Sand). Wir ermittelten die Dispergierbarkeit Pb-haltiger Kolloide aus feldfrischen Bodenproben bei pH 3, 4, 5, 6 und 7 (Einstellung erfolgte jeweils durch Zugabe entsprechender Mengen an verd. Kalilauge bzw. Salpetersäure) bei unterschiedlichen DOM Zugaben (0-80 mg l<sup>-1</sup>). Dazu wurden in dreifacher Wiederholung 5 g Boden mit 50 ml der entsprechenden Lösungen versehen. Um eine einheitliche Ionenstärke bei allen Varianten zu gewährleisten (13,5 mmol l<sup>-1</sup> (± 2,5 mmol)), wurden adäquate Mengen einer verdünnten KNO<sub>3</sub>-Lösung zugegeben. Nach 12 h Schütteln wurde die Bodensuspension filtriert (1.2 µm).

Im Filtrat wurde die gesamte Pb- und C-Konzentration bestimmt sowie die mittlere Kolloidgröße und -ladung gemessen. Die optische Dichte wurde als relatives Maß der Menge an dispergierbaren Teilchen ermittelt. Ein Aliquot des Filtrates wurde ultrazentrifugiert (1h, 300 000g). Im Überstand wurden gelöstes Pb und DOC gemessen. Über die Differenzbildung zwischen Gesamt- und gelösten Konzentrationen wurden kolloidale Konzentrationen ermittelt.

### Ergebnisse und Diskussion

Mit zunehmendem pH-Wert nahm die Konzentration an kolloidalem Pb kontinuierlich zu (Abb. 1). Bei pH 3 waren keine Pb-Kolloide nachzuweisen, bei pH 7 waren 70% des im Filtrat vorhandenen Pb an Kolloide gebunden. Bei pH 4 ist die Konzentration an kolloidalem Pb korreliert mit der Konzentration an kolloidalem C ( $R^2 = 0,96^{**}$ ), bei höheren pH-Werten ist diese Korrelation nicht signifikant, dafür zeigt sich aber eine Beziehung zur Konzentration an kolloidalem Fe ( $R^2 = 0,86^{**}$ ).

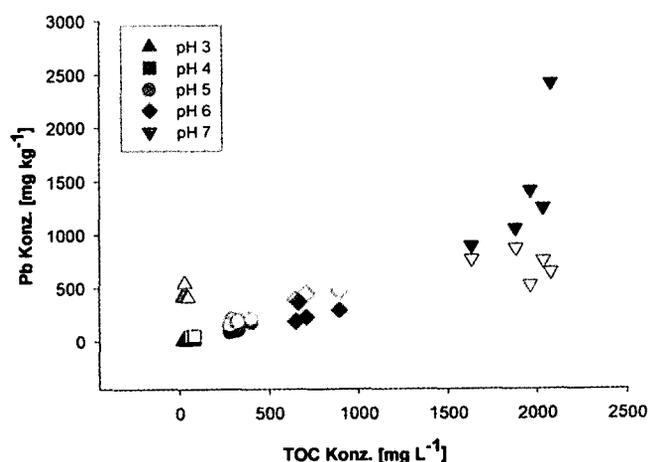


Abbildung 1: Gelöste (durchsichtige Symbole) und kolloidale Pb-Konz. (ausgefüllte Symbole) in Abhängigkeit der TOC-Konz. bei verschiedenen pH-Stufen am Ende des Batch-Experiments.

Dies deutet darauf hin, dass die Zusammensetzung der Kolloide je nach pH-Wert unterschiedlich ist. Bei niedrigeren pH-Werten könnten Pb-organische Präzipitate in Suspension vorliegen, während bei höheren pH-Werten

vermutlich Tonminerale und Sesquioxide mobilisiert werden.

Mit steigendem pH-Wert wird das Zeta Potenzial zunehmend negativer. Parallel dazu steigt der relative Dispergierungsgrad (optische Dichte) der Teilchen (Abb. 2).

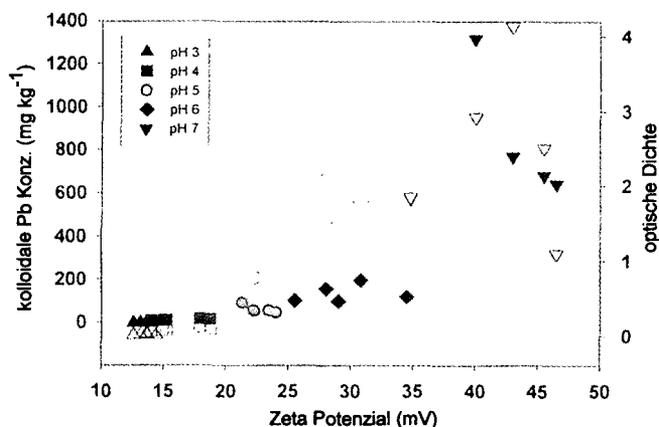


Abbildung 2: Kolloidale Pb-Konzentration (ausgefüllte Symbole) und optische Dichte (durchsichtige Symbole) in Abhängigkeit des Zeta Potentials bei verschiedenen pH-Stufen.

Vermutlich ist die Absenkung der Oberflächenladung die Ursache für die beobachtete Kolloidmobilisierung mit zunehmendem pH. Die mithilfe des DLVO-Modells berechneten Werte der potenziellen interpartikulären Energie für die gemessenen Zeta Potentiale zeigen, dass die Kolloide bei pH 6 und 7 allein aufgrund der Ladung stabilisiert werden. Anders verhält sich dies bei pH 4 und 5. Dort wurden im Experiment Kolloide gefunden, deren Ladung allerdings so klein ist, dass sie aggregieren sollten. Dass die Kolloide trotzdem stabil sind, könnte auf sterische Stabilisierung durch die organische Substanz zurückzuführen sein.

### Zusammenfassung und Schlussfolgerung

Kolloidale Pb-Konzentrationen nehmen mit steigendem pH-Wert und zunehmenden DOC-Konzentrationen stärker zu als gelöste. Bei pH 4 handelt es sich dabei um organische Kolloide, bei pH 5 bis 7 kommen zusätzlich noch anorganische Kolloide mit ins Spiel. Was den Mechanismus der Teilchendispergierung betrifft, so sind bei den pH-Stufen 6 und 7

elektrostatische Wechselwirkungen ausreichend. Bei pH 4 und 5 tragen neben dem Ladungseffekt vermutlich auch noch sterische Effekte zur Dispergierung bei.

Unsere Ergebnisse zeigen, dass stark mit Pb belastete Böden hohes Potenzial zur Mobilisierung kolloidal gebundenen Bleis besitzen. Zur Risikoabschätzung dieser Standorte bzw. zur Beurteilung von Sanierungsmethoden – wie z.B. einer Kalkung – sollte daher auch kolloidales Pb berücksichtigt werden.

### Danksagung

Wir danken dem Laborteam für die Unterstützung bei der Analytik sowie Herrn Dr. Helfmeier (ZELMI) für die SEM/EDX-Messungen.

### Literatur

- Denaix, L., R. M. Semlali und F. Douay. 2001. *Environ. Poll.*, 113, 29 – 38.
- Jensen, D. L., A. Ledin and T. H. Christensen. 1999. *Wat. Res.*, 33, 2642 – 2650.
- Keller, C., und F.-L. Domergue. 1996. *Geoderma*, 71, 263 – 274.
- Kretzschmar, R., W. P. Robarge, und S. B. Weed. 1993. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1277 – 1283.
- Sposito, G. und D. Heil. 1993. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1246 – 1253.

# Dynamik des Massenverlustes sowie der Elementfreisetzung bei der Zersetzung von Blatt- bzw. Nadelstreu von Kiefer, Buche, Eiche und Traubenkirsche auf einem armen Sandstandort in der Nördlichen Oberrheinebene

Susan Krumrei<sup>a,b</sup>, Karl-Heinz Feger<sup>a</sup>, Klaus Lorenz<sup>b</sup> und Caroline M. Preston<sup>c</sup>

## Einleitung

Der Streuabbau und die damit verbundene Freisetzung von Nährstoffen ist oft das entscheidende Bindeglied im biogeochemischen Zyklus von Waldökosystemen (Kimmings, 1987). Ausmaß und zeitliche Dynamik der Nährstoffnachlieferung sind dabei sowohl von standörtlichen Steuergrößen als auch von stofflichen und physikalischen Eigenschaften des abzubauenen pflanzlichen Ausgangsmaterials abhängig. Die initialen N- und P-Gehalte bestimmen zu Beginn des Streuabbaus häufig die Unterschiede in den Zersetzungsraten (Berg, 2000). Ein hoher initialer Polyphenolgehalt wirkt sich dagegen hemmend auf den Streuabbau aus (Palm und Sanchez, 1991). Oft erweist sich das C/N-Verhältnis als guter Indikator zur Beurteilung der Abbaugeschwindigkeit (Pérez-Harguindeguy et al., 2000).

Die vorliegende Untersuchung dient der Bewertung der Nährstofffreisetzungsdynamik im Hinblick auf die unterschiedliche Streuqualität.

## Material und Methoden

In einem bewaldeten Wasserschutzgebiet im Ballungsraum Rhein-Neckar (WBgr „Hardtwaldungen“ Stadtwald Mannheim-Käfertal, vgl. Tab. 1) wurde über einen Zeitraum von zwei Jahren Laub- und Nadelstreu in Streubeuteln an 7 Probestellen auf der Bodenoberfläche exponiert. Nach 4, 12, 26, 61 und 103 Wochen wurden jeweils 7 Streubeutel je Streuart entnommen.

Tab. 1 Untersuchungsgebiet

Mannheim-Käfertal	
Höhe [m ü. NN]	95-105
Ø Niederschlag [mm]	659
Ø Lufttemperatur [°C]	10,6
Vegetation	Oberstand: <i>Pinus sylvestris</i> 80a Unterstand:
Flächenanteil	<i>Prunus serotina</i> (60%), <i>Fagus sylvatica</i> (20%), <i>Quercus robur</i> (10%)*
Boden	schwach podsolierte Bänder-Parabraunerde; Humusform: Moder
Gestein	Niederterasse, Flugsanddecken

<sup>a</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, TU Dresden, Piennner Str. 19, 01735 Tharandt

<sup>b</sup> Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Emil-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart

<sup>c</sup> Pacific Forestry Centre, West Burnside Rd. 506, Victoria, BC, V8Z 1M5, Canada

Denn das C/N-Verhältnis nimmt einen vergleichsweise günstigen Wert um 25 ein. Auch die Humusform Moder mit Übergängen zum Mull spiegelt den Einfluss erhöhter N-Einträge wider (vgl. Feger, 2000). Die Kiefer zeigt für kein Nährelement eine mangelhafte Versorgung. Jedoch zeichnen sich aufgrund der gestiegenen N-Einträge v.a. hinsichtlich P und K Tendenzen einer disharmonischen Ernährung ab. Die sich im Unterstand stark verbreitende Traubenkirsche zeigt besonders für N, K, Ca und Mg ein ausgeprägtes Nährstoffakkumulationsvermögen. Bei der Austauschbelegung befinden sich die geringen KAK<sub>c</sub>-Werte um 50 µmol<sub>c</sub> g<sup>-1</sup> in einem für Sandböden typisch niedrigen Bereich. Dies hängt mit der relativen Armut an Austauschsubstanzen zusammen. Im stark versauerten Oberboden liegt die Basensättigung mit Werten zwischen 5 und 10% erwartungsgemäß niedrig.

## Ergebnisse und Diskussion

Für alle 4 Streuarten ließ sich eine kontinuierliche Massenabnahme mit den höchsten Verlusten während der ersten Probenahmen beobachten (Abb. 1). Die Residualmasse war nach zwei Jahren für die Traubenkirsche mit 4% (Median aus 7 Wiederholungen) am niedrigsten [Zersetzungsraten nach zwei Jahren: k=1,59] gefolgt von Eiche (23%; k=0,76), Kiefer (33%; k=0,56) und Buche (67%; k=0,21). Die Buche zeigte zur Kiefer einen geringeren Massenverlust, was sich durch eine dichtere Lagerung der Buchenblätter in den Streubeuteln aufgrund höherer Trockenmasse-Einwaagen erklären lässt. Dies hatte maßgeblichen Einfluss auf die Auswaschung löslicher Stoffe sowie auf die Besiedlungsmöglichkeiten der Streubeutel durch streuzersetzende Bodenorganismen. Als Ursache für die vergleichsweise hohen Zersetzungsraten sind sicherlich die günstigen Klimabedingungen am Standort anzusehen.

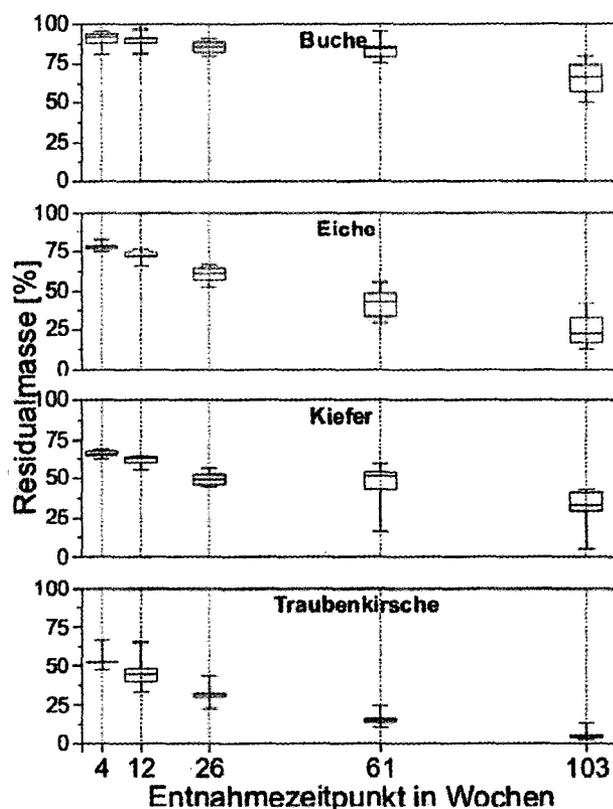


Abb. 1 Residualmasse (%) zu den Entnahmezeitpunkten

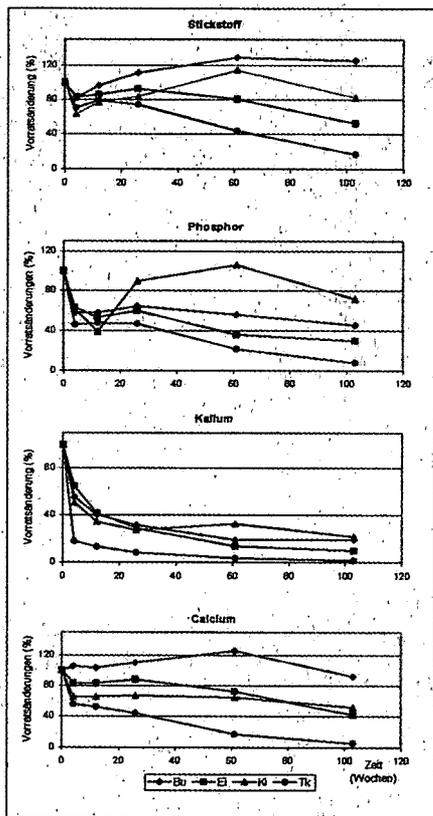


Abb. 2 Veränderung der N-, P-, K- und Ca-Vorräte der Streuart zu den Entnahmezeitpunkten

Für N und P wurde folgende Freisetzungsdynamik beobachtet: Nach einem initialen Vorratsverlust kam es zu einer Akkumulation in der Streu mit einer nachfolgenden erneuten Freisetzung. K wurde während der gesamten Expositionszeit kontinuierlich aus der Streu freigesetzt. Calcium, als strukturelle Komponente im pflanzlichen Gewebe, zeigte eine geringere Freisetzungsmobilität als K. Stickstoff wurde am stärksten, v.a. aufgrund des Wachstums der mikrobiellen Biomasse, in der Streu zurückgehalten (Tab. 2).

Tab. 2 Mobilitätsserien der Elemente

<i>Buche</i>	K > P > Masse > Ca > N
<i>Eiche</i>	K > Masse > P > Ca > N
<i>Traubenkirsche</i>	K > Ca > Masse > P > N
<i>Kiefer</i>	K > Masse > Ca > P > N

Die Traubenkirsche wies die höchsten K- und Ca-Gehalte im Ausgangsmaterial auf. Sie war die Streuart, bei der alle untersuchten Nährelemente am schnellsten freigesetzt wurden. Für Kiefer wurden die geringsten Ausgangsgehalte aller untersuchten Nährstoffe gemessen. In den Kiefernadeln wurde K am langsamsten freigesetzt sowie P am stärksten akkumuliert, was einen P-Mangel für die Zersetzung der Kiefernstreu widerspiegelt. Die Eichenlaubstreu besaß die höchsten Ausgangsgehalte an N sowie P und zeigte nach der Traubenkirsche die höchste Elementfreisetzung. Aus der Traubenkirschenstreu wird noch vor Laubfall ein großer Teil der Nährstoffe ausgewaschen. Es wurde damit in dieser Untersuchung kein direkter Zusammenhang zwischen dem initialen C/N-Verhältnis, den initialen N- sowie P-Gehalten und der Abbaugeschwindigkeit gefunden.

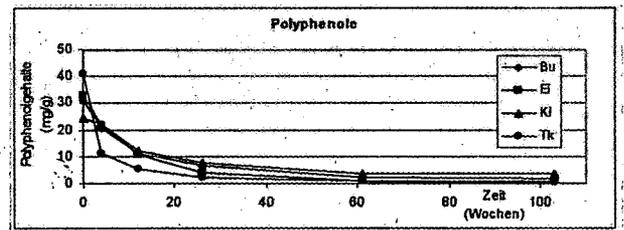


Abb. 3 Veränderung der Polyphenolgehalte zu den Entnahmezeitpunkten

Die Bestimmung der Polyphenolgehalte erfolgte mit der Folin-Ciocalteu-Methode (Preston et al., 1997). Damit werden leicht oxidierbare Verbindungen wie Tannine, nicht-tanninische Phenole und nicht-phenolische Verbindungen nachgewiesen (Schofield et al., 1998). Die Traubenkirsche zeigte eine starke Abnahme des Polyphenolgehaltes zu Beginn des Streuabbaus. Leaching wird dabei für den schnellen Verlust aus der Streu verantwortlich gemacht (Schofield et al., 1998). Die Polyphenolgehalte der frischen Laubstreu lagen über dem der Kiefernadelstreu. Jedoch war am Ende des Litter-Bag-Experiments ein höherer Polyphenolgehalt in der Nadelstreu zu beobachten. Diese Abnahme verlief für die drei Laubstreuart in der Buchenstreu am langsamsten. Es ist daher ein Zusammenhang zwischen der geringeren Abbaugeschwindigkeit der Buchen- und Kiefernstreu und der Abnahme des Polyphenolgehaltes zu vermuten, was möglicherweise auf der Fähigkeit der Polyphenole, mit Proteinen schwer lösliche Komplexe zu bilden und damit die mikrobielle Aktivität sowie die N-Verfügbarkeit zu hemmen, beruht.

### Schlussfolgerungen und Ausblick

Die org. Substanz hat angesichts der geringen Tongehalte der Sandböden am Untersuchungsstandort eine zentrale Bedeutung im Hinblick auf Ionenaustausch sowie Wasser- und Nährstoffspeicherung (vgl. Feger, 2000). Der Traubenkirsche kommt wegen ihres schnelleren Streuumsatzes bzw. der hohen Nährstoffnachlieferung bei Waldumbaumaßnahmen der Kiefernaltbestände eine bedeutende Rolle hinsichtlich ihrer positiven Wirkung auf die Humusqualität zu. Mögliche negative Auswirkungen des erhöhten N-Eintrags (Trinkwasserschutzgebiet, Nitrat-Auswaschung) werden bislang durch den dichten Traubenkirschen-Unterstand kompensiert, indem sie den im Vergleich zu früher besser verfügbare N im biologischen Kreislauf hält.

### Literatur

- Berg, B. (2000): Litter decomposition and organic matter turnover in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133, 13-22.
- Feger, K.H. (2000). Begleituntersuchungen zur Bodenmelioration mit Dolomitmalk und silikatischem Gesteinsmehl im Stadtwald Mannheim (TSG Mannheim-Käfertal). - Abschlussbericht, 69 S.
- Kimmins, J.P. (1987): *Forest Ecology*. Macmillan Publishing Company 531 S.
- Palm, C.A., Sanchez, P.A. (1991): Nitrogen release from the leaves of some tropical legumes as affected by their lignin and polyphenol contents. *Soil Biol. Biochem.* 23, 83-88.
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Vendramini, F., Cabido, M., Castellanos, A. (2000). Chemistry and toughness predict leaf litter decomposition rates over a wide spectrum of functional types and taxa in central Argentina. *Plant Soil* 218, 21-30.
- Preston, C.M., Trofymow, J.A., Sayer B.G., Niu, J. (1997): <sup>13</sup>C nuclear magnetic resonance spectroscopy with cross-polarization and magic-angle spinning investigation of the proximate analysis fractions used to assess litter quality in decomposition studies. *Can. J. Bot.* 75, 1601-1613.
- Schofield, J.A., Hagerman, A.E., Harold, A. (1998): Loss of tannins and other phenolics from willow leaf litter. *J. Chem. Ecol.* 24, 1409-1421.

## Quantifizierung der N<sub>2</sub>O-Emissionen aus Grünlandböden

Carola Lampe<sup>1</sup>, F. Taube<sup>1</sup>,  
M. Wachendorf<sup>1</sup>, B. Sattelmacher<sup>2</sup>  
und K. Dittert<sup>2</sup>

### 1. Einleitung

Im „N-Projekt Karkendamm“ der Universität Kiel wurden über 6 Jahre die N-Flüsse eines spezialisierten Milchvieh-/Futterbaubetriebes quantifiziert (Taube und Wachendorf, 2000). In diesem Rahmen wurden einjährig die N<sub>2</sub>O-Emissionen aus einem humosen Sandboden unter Dauergrünlandnutzung in hoher zeitlicher Auflösung gemessen. Generelle Vorstellungen über die Höhe der N<sub>2</sub>O-Freisetzung unter den gegebenen Standortverhältnissen sollen erhalten und die Bedeutung von Bewirtschaftungsmaßnahmen und N-Düngung erfasst werden.

### 2. Material und Methoden

**Versuchsstandort:** Der zugrundeliegende Feldversuch wurde auf einem humosen Sandboden (3,35% C) des Versuchsbetriebes Karkendamm der Christian-Albrechts-Universität Kiel im Kreis Segeberg von April 2001 bis März 2002 durchgeführt. Seit 1996 wird die Versuchsfläche als Grünland in Form einer Mähweide bewirtschaftet. Diese wird zweimal geschnitten und anschließend beweidet. Der Ver-

such beinhaltet fünf Varianten mit je drei Wiederholungen (siehe Tabelle 1).

**Gasanalytik:** Im Zentrum der Versuchspartellen wurde ein PVC-Bodenring (Ø 60cm) 5cm tief in den Boden eingelassen. Die Gasprobenahme wurde nach der Closed-Chamber-Methode durchgeführt. Die Flussrate des N<sub>2</sub>O aus dem Boden in die Atmosphäre konnte durch die Verfolgung des Konzentrationsanstiegs in der Haube über die Zeit von 45min bestimmt werden. Gasproben wurden 15, 30 und 45min nach Schließung der Hauben entnommen. Die Gasprobenahme erfolgte 2 Wochen nach der jeweiligen Düngung täglich, danach 2 bis 3 mal pro Woche und über Winter einmal pro Woche. Die N<sub>2</sub>O-Gehalte der Gasproben und die <sup>15</sup>N-Isotopzusammensetzung des N<sub>2</sub>O wurden am Stabilisotopen-Massenspektrometer der Firma Finnigan gemessen.

### 3. Ergebnisse und Diskussion

Die jährlichen N<sub>2</sub>O-N Emissionen der fünf Varianten für den Zeitraum April 2001 bis März 2002 variierten zwischen 2 und 5 kg N<sub>2</sub>O-N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> und sind nicht signifikant unterschiedlich. Zur Ermittlung dieser Werte wurden die Messergebnisse der Messtermine linear interpoliert und anschließend aufsummiert.

Tab. 1: Die fünf Behandlungen des N<sub>2</sub>O-Versuches unter Mähweidenutzung (2 Schnitte+2 Weidezyklen).

Behandlung	mineralischer N (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Gülle-N (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	N <sub>2</sub> -Fixierung (kg N ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )	Gesamt-N-Zufuhr (kg ha <sup>-1</sup> a <sup>-1</sup> )
Kontrolle (C)	0	0	89	89
<sup>15</sup> N Gülle (S)	0	74	41	115
<sup>15</sup> N 100 KAS-N (M)	100	0	34	134
Gülle+ <sup>15</sup> N 100N (MS)	100	74	59	233
<sup>15</sup> N Gülle+100N (SM)	100	74	88	262

<sup>1</sup> Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung – Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 24098 Kiel;

<sup>2</sup> Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität Kiel, 24098 Kiel.

**N<sub>2</sub>O-Emissionsraten im Jahresgang:**

In der Abb. 1 werden die N<sub>2</sub>O-Emissionsraten im zeitlichen Verlauf über ein Jahr für vier Varianten dargestellt. Zum Zeitpunkt der ersten Düngung im Frühjahr traten relativ hohe N<sub>2</sub>O-Freisetzungen auf. Während der zweiten Düngung fanden keine erhöhten N<sub>2</sub>O-Emissionen statt. Flessa *et al.* (1998) erforschte N<sub>2</sub>O-Emissionsraten auf Grünland während der Vegetationsperiode vergleichbar mit denen der vorliegenden Studie (Kontrollvariante: 44µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>; 96kg N ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>: 47µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>). Die hohen N<sub>2</sub>O-peaks im Sommer sind auf Exkrementapplikationen der weidenden Rinder zurückzuführen. Wie den Graphiken zu entnehmen ist, wurde mit steigender Verfügbarkeit von N mehr N<sub>2</sub>O freigesetzt. Im Winter wurden periodisch erhöhte Emissionen in allen Varianten festgestellt, wofür Frost/Tau-Ereignisse verantwortlich sein dürften.

**N<sub>2</sub>O-Emissionsraten – Schnittperiode (2.4.-31.7.2001):**

Zur Bestimmung der mittleren N<sub>2</sub>O Emissionen der Schnittperiode (Abb. 2) wurden die Werte von 44 Messterminen gemittelt und das arithmetische Mittel der drei Einzelhauben gebildet. Während der Schnittperiode, in der zweimal gedüngt wurde, variierten die mittleren N<sub>2</sub>O-Emissionsraten der Varianten zwischen 15 und 37 µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> (ganzer Balken). Die Varianzanalyse mit dem Dunnett-Test ergab, dass sich die SM Variante von der Kontrolle signifikant unterscheidet. Der gestreifte bzw. karierte Teil der Balken stellt den mineraldünger- bzw. gülebürtigen Anteil des N<sub>2</sub>O dar, die Zahl oberhalb des Balkens den düngerbürtigen Anteil in Prozent der Emissionsrate. Aus dem Mineraldünger emittierte signifikant mehr N<sub>2</sub>O-N (39% bzw. 22%) als aus der Gülle (9% bzw. 8%), was darauf zurückzuführen ist, dass der gesamte Mineraldünger für die Mikroorganismen sofort verfügbar war, aber nur etwa 50% des Gülle-N in Form von NH<sub>4</sub>-N. Dieses Ergebnis zeigt, dass der Boden-N-Vorrat einen erheblichen Beitrag zur N<sub>2</sub>O-Bildung leistet. Ein Vergleich mit anderen Studien ist derzeit

nicht möglich, da es zu diesem Thema kaum vergleichbare Versuchsansätze gibt.

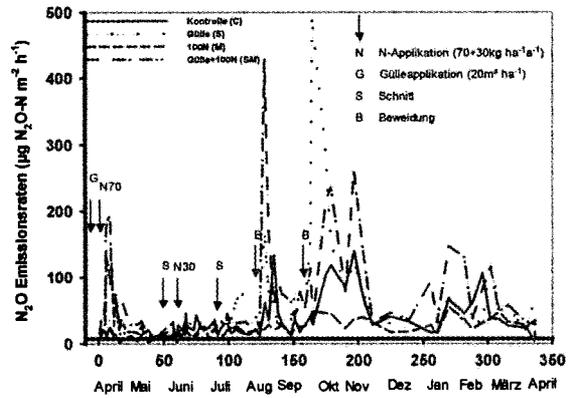


Abb. 1: N<sub>2</sub>O-Emissionsraten (µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) für den Zeitraum April 2001 bis März 2002.

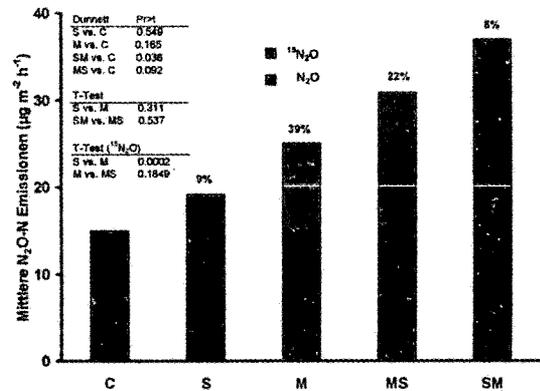


Abb. 2: Mittlere N<sub>2</sub>O-Emissionsraten (µg N m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup>) für die Schnittperiode (2.4.-31.7.2001) und düngerbürtiger Anteil (%).

**4. Literatur**

FLESSA, H., U. WILD, M. KLEMISCH & J. PFADENHAUER (1998). Nitrous oxide and methane fluxes from organic soils under agriculture. *European Journal of Soil Science*, 49, 327-335.

TAUBE, F. & M. WACHENDORF (2000). The Karkendamm Project: A system approach to optimize nitrogen use efficiency on the dairy farm. In: Søgaard K., Ohlsson C., Sehested J., Hutchings N.J. and Kristensen T. (eds). *Grassland farming. Balancing environmental and economic demands. Grassland Science in Europe* 5, 449-451.

# Bedeutung der Vegetationsschädigung bei der Rentierweidewirtschaft für den Wasser- und Wärmehaushalt von Tundrenböden

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

## Einleitung

Rentierweidewirtschaft ist auch heute noch ein wichtiger kultureller Bestandteil der samischen Bevölkerung Nordskandinaviens und stellt die Haupterwerbsquelle für viele samische Familien dar. Die Anpassung der Rentierweidewirtschaft an die sich im Laufe der Geschichte wandelnden Rahmenbedingungen haben in der Vergangenheit zu einem Anstieg der Beweidungsintensität auf den Weideflächen der Tundra geführt. Zudem wurden potenzielle Weidegebiete durch Maßnahmen der Forstwirtschaft (Kahlschläge) und der stromproduzierenden Industrie (Aufstauen von Stauseen) zerstört und so der Beweidungsdruck auf den noch verbleibenden Flächen weiter erhöht. Die Folge dieser Veränderungen/Eingriffe ist eine zunehmende Schädigung der in der Tundra weit verbreiteten Flechtendecke. Ziel der Untersuchungen war es festzustellen, inwieweit die durch Beweidung gestörte Vegetationsdecke den Austausch von Wasser und Wärme an der Grenzfläche Boden/Atmosphäre beeinflusst.

## Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Lappland ca. 40 km SE von Kautokeino an der Grenze zwischen Norwegen und Finnland (68°49'N, 23°48'E). Jahresniederschläge liegen bei ca. 380 mm und Jahresdurchschnittstemperaturen bei ca. -2,0 °C (Wetterstation Kautokeino). Die Tundravegetation des Untersuchungsgebietes ist im Bereich, in dem sich die Beweidung auf die Wintermonate beschränkt, durch eine nordeuropäische Zwergstrauchvegetation charakterisiert, die mit einer flächenhaft verbreiteten, mehrere cm dicken Flechtendecke (*Cladina stellaris*) vergesellschaftet ist. Durch intensive Sommerbeweidung werden die zu diesem Zeitpunkt sehr trockenen und demzufolge spröden Flechten der Gattung *Cladina stellaris* durch den Huftritt der Rentiere mechanisch zerstört und anschließend erodiert. Dadurch kommt es zu Änderungen in der Flechtengesellschaft mit weniger hoch aufwachsenden, krustenbildenden Gattungen bis hin zur direkten Exposition der org. Auflage bzw. des Mineralbodens an der Atmosphäre als Folge der völligen Zerstörung der Flechten.

Da ein Teil des Grenzzaunes zwischen Norwegen und Finnland vor etwa 10 Jahren von SE ca. 300 m in Richtung NW versetzt wurde, konnten wir aufgrund der unterschiedlichen Weidenutzung beiderseits des Zaunes drei verschiedene Beweidungsintensitäten untersuchen: (i) Winterweide in Norwegen - ungestörte Flechtendecke (LG); (ii) Winter- und Sommerweide in Finnland seit 10 Jahren - moderat gestörte Flechtendecke (MG); (iii) Winter- und Sommerweide in Finnland seit mehr

als 40 Jahren - stark gestörte bis nicht mehr vorhandene Flechtendecke (HG).

Bodentypologisch handelt es sich bei allen Standorten um Podsole aus Geschiebesand/-lehm.

## Methoden

Zur Untersuchung des Wasser- und Wärmeaustausches zwischen Boden und Atmosphäre wurden entlang des oben beschriebenen Beweidungsgradienten von LG (low grazing) über MG (moderate grazing) bis HG (heavy grazing) drei Messprofile installiert. In allen Profilen wurden volumetrische Wassergehalte mit Hilfe von sog. ECH<sub>2</sub>O-Sonden (Kapazitäten-Methode) jeweils in der org. Auflage sowie in den Tiefen 1-3 cm und 12-15 cm erfasst. Temperaturmessungen erfolgten mit Hilfe von PT-100 Messwiderständen in der Flechtendecke, der org. Auflage und in den Tiefen 5, 10 und 15 cm. Die Daten wurden im halbstündlichen Rhythmus während einer Vegetationsperiode von einem Datenlogger aufgezeichnet.

## Ergebnisse

Abb. 1. zeigt den Verlauf der Bodentemperatur für die drei unterschiedlich intensiv beweideten Flächen während des Sonnenhöchst- und Sonnentiefststandes an einem Julitag. Trotz der erhöhten Rückstrahlung der ein-

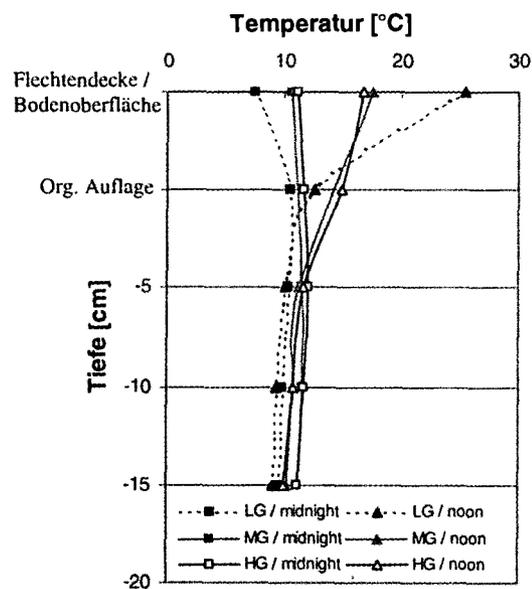


Abb. 1: Bodentemperaturprofil für unterschiedliche Beweidungsintensitäten bei Sonnenhöchststand (noon) und Sonnentiefststand (midnight). Im Falle HG wurde der Temperaturfühler direkt an der Bodenoberfläche angebracht, da hier die Flechtendecke völlig fehlte.

gestrahlten Sonnenenergie durch einen höheren Albedo der Flechtendecke im Vergleich zur Bodenoberfläche kommt es offensichtlich am Tag innerhalb der Flechtendecke zu einem Wärmestau. Aufgrund der niedrigen Temperaturleitfähigkeit der Flechten von ~0,25 W/m\*K (Beringer et al. 2001) wird die Wärme in der Flechtendecke jedoch nur langsam an die sie unterlagernde org. Auflage weitergegeben, was dazu führt, dass die Temperatur in der org. Auflage mit einer

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

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

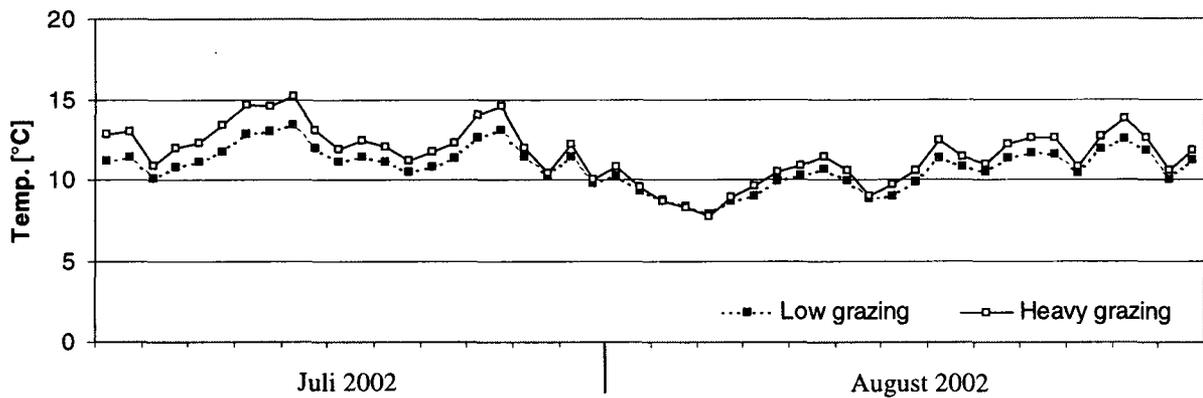


Abb. 2: Mittlere Tagestemperaturen gemessen in der org. Auflage für die Beweidungsintensitäten (HG) und (LG) während einer Vegetationsperiode.

überlagernden intakten Flechtendecke um ca. 2° C niedriger liegt als bei einer gestörten, bzw. abwesenden Flechtendecke. Während der Nacht wird der Wärmetransport aus dem Boden an die Atmosphäre ebenfalls durch die Flechtendecke behindert und so die im Boden vorhandene Wärme gespeichert. Die Temperaturunterschiede zwischen Tageshöchst- und Tagestiefsttemperatur in der org. Auflage sind bei der ungestörten Flechtendecke deutlich geringer als bei gestörter Flechtendecke, und insgesamt steigen die Bodentemperaturen in allen Tiefen als Folge der Vegetationsschädigung an (Abb. 1). Die mittleren Tagestemperaturen in der org. Auflage sind fast während der gesamten Vegetationsperiode bei stark gestörter Flechtendecke um 2-3 °C erhöht (Abb. 2). Die Auswirkung der Vegetationsschädigung auf die Wasserinfiltration während eines Niederschlagsereignisses ist in Abb. 3 dargestellt. Dabei ist festzustellen, dass der volumetrische Wassergehalt in 1-3 cm Tiefe unterhalb der ungestörten Flechtendecke (LG) um ca. 2-3 Vol.-% höher ansteigt als im Falle einer stark gestörten Flechtendecke (HG). Nach 2-3 Tagen ohne weitere Niederschläge nähern sich die beiden Kurven wieder an, wobei sich die Feldkapazität bei einem Wassergehalt von ca. 18 Vol.-% erneut einstellt.

### Diskussion

Die Wasserinfiltration wird durch die Störung der Vegetationsdecke im Zuge der Beweidung verringert. Als Ursache hierfür ist eine erhöhte Evaporation durch (i) einer stärkeren Exposition gegenüber der Sonneneinstrahlung und (ii) einem effektiveren advektiven Transport von Wasserdampf durch die veränderten Oberflächeneigenschaften zu nennen. Die Flechtendecke nimmt somit eine Steuerungsfunktion für den regionalen Wasserhaushalt ein.

Auch der Wärmehaushalt der Tundrenböden wird durch die Sommerbeweidung durch Rentiere deutlich beeinflusst. Die Böden erwärmen sich durch die Degradation der isolierenden Flechtendecke nach der Schneeschmelze schneller, was sich positiv auf das Pflanzenwachstum der höheren Pflanzen in dieser Region auswirken kann. Die mikrobielle Aktivität innerhalb der org. Auflage wird durch die erhöhten Bodentemperaturen als Folge der Beweidung vermutlich gesteigert und so kurzfristig mehr Nährstoffe für das Pflanzenwachstum zur Verfügung gestellt.

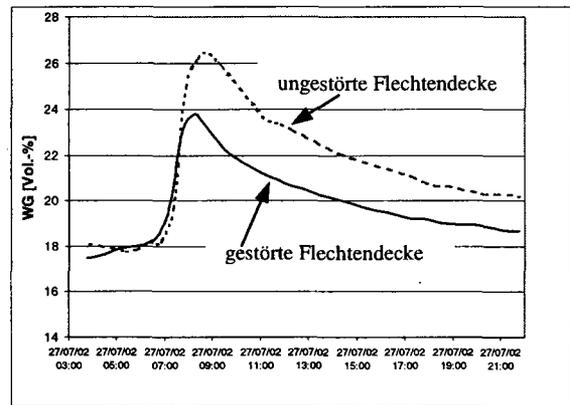


Abb. 3: Wasserinfiltration bei einem Niederschlagsereignis im Sommer unter gestörter (HG) und ungestörter (LG) Flechtendecke gemessen in einer Tiefe von 1-3 cm.

Auf lange Sicht gesehen kann es jedoch zu einem Aufzehren der Humusaufgabe und somit des Nährstoffspeichers kommen. Im Hinblick auf die Freisetzung des in der org. Substanz gebundenen Kohlenstoffs durch die gesteigerten Umsatzraten als Folge der erhöhten Bodentemperaturen durch die Sommerbeweidung sollte man der Frage nachgehen, inwieweit sich die Ökosystemfunktion im regionalen Maßstab von einer CO<sub>2</sub>-Senke zu einer CO<sub>2</sub>-Quelle verschiebt.

### Literatur

Beringer, J., Lynch, A. H., Chapin, F. S., Mack, M. & Bonan, G. B. (2001): The Representation of Arctic Soils in the Land Surface Model: The Importance of Mosses, *Journal of Climate*, 14, 3324-3335.

### Danksagung

Diese Arbeit wurde im Rahmen des Forschungsprojektes „RENMAN“ durchgeführt und vom 5. Rahmenprogramm der Europäischen Kommission „Quality of life and management of living resources“ unterstützt.

# Verteilung von Bodentypen, Subtypen und Varietäten in einer Jungmoränenlandschaft in Schleswig-Holstein

F.-H. Richter, H. Fleige, R. Horn \*

## 1. Projektbeschreibung, Untersuchungsraum und Methodik

Im Rahmen des Projekts "Gut Ritzerau" sollen Auswirkungen einer Nutzungsumstellung von konventioneller auf ökologische Landwirtschaft des 200 ha Betriebes auf Bodeneigenschaften und -funktionen untersucht werden. Die Regionalisierung von Bodeneigenschaften ist dafür die Ausgangsbasis.

Das Gut Ritzerau liegt im Stormarner Endmoränengebiet des ostholsteinischen Hügellandes. Glaziäre Ablagerungen (Geschiebemergel/ -sande), in abflusslosen Senken Schluffe und Tone sowie Niedermoortorfe, stellen das Ausgangssubstrat der Bodenbildung. In Nord - Süd Richtung verläuft im Osten des Gutes eine Niederung mit 2 - 3 m mächtigen Niedermoortorfen. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt bei 8,1 °C, der Jahresmittelniederschlag bei 650 mm.

Die Bodenkartierung wurde im 50 m Raster, in Hanglagen etwa im 25 m Raster mit Pürckhauer und Peilstange nach KA4 durchgeführt. Die etwa 900 Standorte wurden für GIS Anwendungen mit GPS vermessen. Flächenhafte Ableitungen sind so mit Hilfe von GIS-Systemen möglich. Änderungen von Bodeneigenschaften und -funktionen, initiiert durch eine Nutzungsumstellung, können erfasst und regionalisiert werden.

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Bodentypen, Subtypen und Varietäten

Die Böden der Untersuchungsfläche umfassen alle bodensystematischen Abteilungen. Subhydrische Böden wurden allerdings nicht aufgenommen.

Mit einem Anteil von zusammen 61 % sind Braun- (BB) und Parabraunerden (LL) am häufigsten vertreten (s. Abb.1).

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

26 % der Böden sind Kolluvisole (YK), wodurch das hohe Erosionsmaß unterstrichen wird. Die Kolluvisole befinden sich nicht nur in Hangfußbereichen sondern, auch in heute weitestgehend ebenen Regionen, was für eine Einebnung des Ursprungsreliefs seit Inkulturnahme des Gebietes spricht.

Pararendzinen (RZ) sind in Hangkopfbereichen als Ergebnis der Erosion des entkalkten Geschiebemergels nur stellenweise, aufgrund klimatisch bedingter hoher Entkalkungstiefen, anzutreffen.

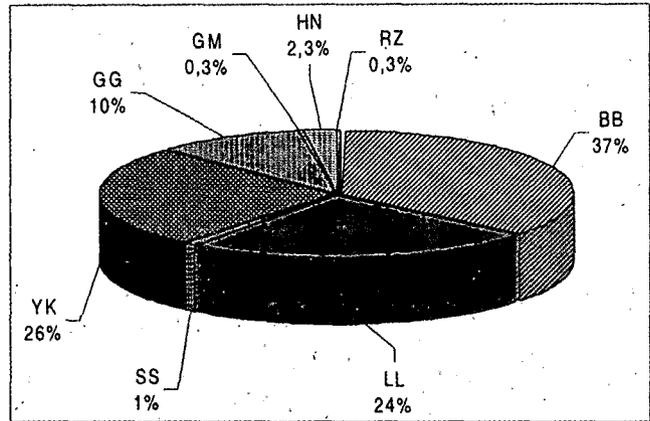


Abb.1 Flächenhafte Verteilung der Bodentypen

Gleye (GG) in Grundwassereinflussbereichen stellen 10 % der Böden. Sie liegen häufig im Akkumulationsbereich von Erosionsmaterial (40 % YK-GG) (s. Abb.2).

Der Stauwassereinfluss wird bei Betrachtung der Braun- und Parabraunerden-Subtypen deutlich (65 % SS-LL, 50 % SS-BB).

Niedermoorböden (HN) befinden sich in Randbereichen des Untersuchungsgebietes. Sie sind teilweise, wie auch die Gleye, durch Ausfällungen von Sekundärcarbonaten geprägt.

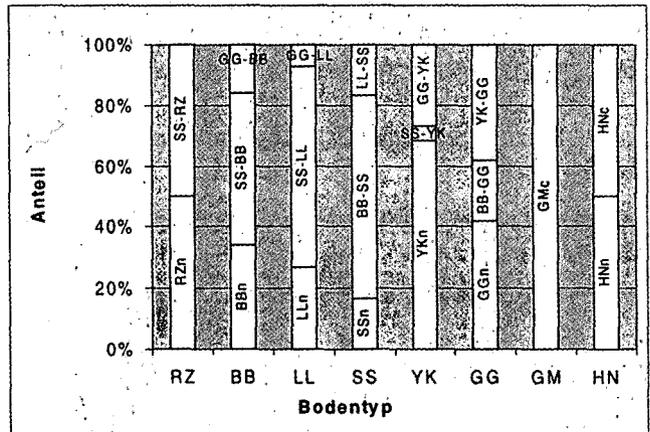


Abb.2 Flächenhafte Verteilung der Subtypen

## 2.2 Substrate (Bodenarten)

Ein Ergebnis der Gebietscharakterisierung ist die Verteilung bzw. Verbreitung der Substrate und ihrer Tiefenverteilungen. Die Bodenarten mit ihren Untergruppen/ Gruppen/ Hauptgruppen ermöglichen eine Untergliederung der Substratgruppen/ -hauptgruppen.

Mit einem Flächenanteil von zusammen 56,7% dominieren die *Sande (S, gesch. S)* und *Sande über tiefem Schluff, Ton und Lehm (S//U, T, L)*. Sie sind auf der gesamten Fläche verbreitet. *Sande über Lehm (S/L)* sind mit einem Flächenanteil von 21% verteilt in höher gelegenen Ebenen und Oberhangbereichen. *Schluffe (U)*, *Schluffe über tiefem Sand, Ton (U//S, T)* und *Tone (T)* sind nur in Niederungsbereichen und Senken mit einem Anteil von zusammen 2% verbreitet (s. Abb.3).

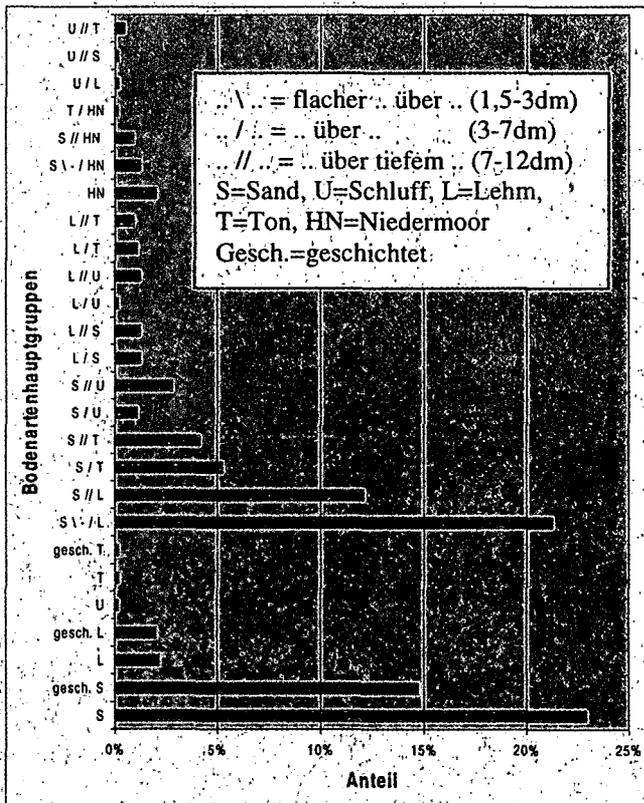


Abb.3 Verteilung der Bodenartenhauptgruppen

Unter *Sanden (S)* werden *Lehmsande (ls, Anteil 90%)* und *Reinsande (ss, Anteil 10%)* verstanden. Die Verteilung der *geschichteten Sande (gesch. S)* zeigt, dass *Lehmsande über Reinsanden (ls/ss, Anteil 42%)* und *Lehmsande über tiefen Reinsanden (ls//ss, Anteil 45%)* im Untersuchungsgebiet klar dominieren (s. Abb. 4).

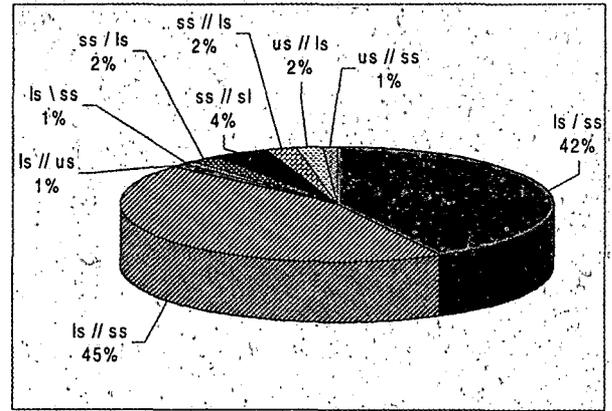


Abb.4 Verteilung der Bodenartenhauptgruppe geschichtete Sande

## 3. Ableitungen

Durch die Bodenkartierung und Regionalisierung von Bodengesellschaften und Substratgruppen-einheiten werden neben Standortanalysen auch Ableitungen von Bodeneigenschaften im regionalen Maßstab ermöglicht.

Beispielsweise zeigen Karten zur Tiefenverteilung der Carbonatgrenze Erosionsbereiche und mögliche Grundwasserbewegungsrichtungen durch hohe Carbonatgrenzen/ Sekundärcarbonat-ausfällungen.

Karten zur Mächtigkeit von Kolluvisolen lassen Rückschlüsse auf das Erosionsaufkommen zu und weisen auf spezielle Standorteigenschaften hin. Besonders bei Verfüllungen ehemaliger geschlossener Hohlformen ist das von Bedeutung. Erosionsprognosen mit Hilfe von Höhenmodellen werden möglich.

Die genaue Basisanalyse wird die Umstellung des Gutes Ritzerau konstruktiv unterstützen und Umstellungseffekte auf Bodeneigenschaften erkennen und erklären lassen.

## Literatur

- AG Boden: *Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4)*, 4.Auflage, Hannover 1996
- Altermann, M.; Kühn, D. u. Arbeitskreis für Bodensystematik: *Systematik bodenbildender Substrate* in *Handbuch der Bodenkunde* (Hrsg. H.-P. Blume), 6.Erg. Lfg. 7/99, ecomed Verlag 2001

## Wassergehaltsmessungen im Oberboden in hoher räumlicher Auflösung mittels Georadar

H. Stoffregen<sup>1</sup>, J. Schmalholz<sup>2</sup>, K. Täumer<sup>1</sup>,  
U. Yaramanci<sup>2</sup>, G. Wessolek<sup>1</sup>

### Einleitung

Das Ground-Penetrating-Radar (GPR, Georadar) ist ein geophysikalisches Verfahren, mit welchem der Wassergehalt eines Bodens zerstörungsfrei bestimmt werden kann. Mit Hilfe der Bodenwelle zwischen einer Sende- und einer Empfangsantenne kann der Wassergehalt in der obersten Bodenschicht bestimmt werden (Huisman et al. 2002). Die räumliche Auflösung der Messungen ist allerdings auf ca. 40 cm begrenzt. Zur Auflösung benetzungsgestimmter Bereiche reicht dies nicht aus (Täumer et al. 2003, Ritsema und Dekker 2003). Daher wurde versucht, bei einer geschirmten 1 GHz Antenne eine Auswertung der „direkten Welle“ vorzunehmen.

### Material und Methode

Die Messungen wurden mit einem RAMAC/GPR der Fa. MALÅ GeoScience durchgeführt. Es wurde eine geschirmte 1 GHz Antenne (Antennenabstand ca. 11 cm) verwendet. Durchgeführt wurden Messungen auf zwei verschiedenen Untergründen, einem unbewachsenen Boden und einer Grasoberfläche in einem Park.

Anhand der Laufzeit (t), der Geschwindigkeit der el.-mag. Welle (c) und dem Antennenabstand (d) kann das Dielektrikum ( $\epsilon$ ) des Bodens im Lysimeter berechnet werden:

$$\epsilon = \frac{(c * t)^2}{d}$$

### Ergebnisse

Zunächst wurde ein Lysimeter mit einer Fläche von 1m<sup>2</sup> teilweise bewässert. Dann wurden GPR und TDR Messungen auf der Fläche durchgeführt. Abb. 1 zeigt ein Radargramm bei einem Übergang von einem trockenen in einen feuchten Bereich. Dabei wurde alle 2 cm eine GPR-Messung vorgenommen. Der zeitlich spätere Einsatz der direkten Welle kann einfach bestimmt werden.

Aus der Zeitverschiebung der jeweiligen Einsätze zwischen dem feuchten und trocken Bereich konnte mittels einer unabhängigen Wassergehaltsmessung im feuchten Bereich sowie der Eichfunktion von Topp et al. (1980) die Wassergehaltsverteilung der Fläche bestimmt werden.

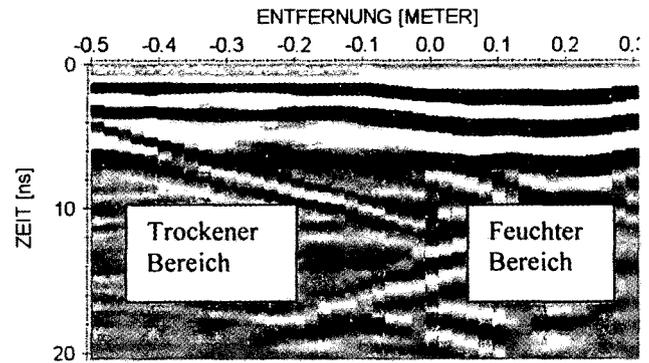


Abb. 1: Das Radargramm bei dem Übergang vom trockenen Bereich (li) in einen feuchten Bereich (re). Deutlich zu erkennen ist die Verschiebung der direkten Welle (0-10ns).

Es wurden auf dem Lysimeter in einem Abstand von 10 cm Transektmessungen mit dem GPR durchgeführt. Die Wassergehaltsverteilung (s. Abb. 2) stimmt sehr gut mit der Messung der TDR-Sonden überein (Einstich von oben, Messung im Bereich 0-10 cm Tiefe im Raster 10x10 cm).

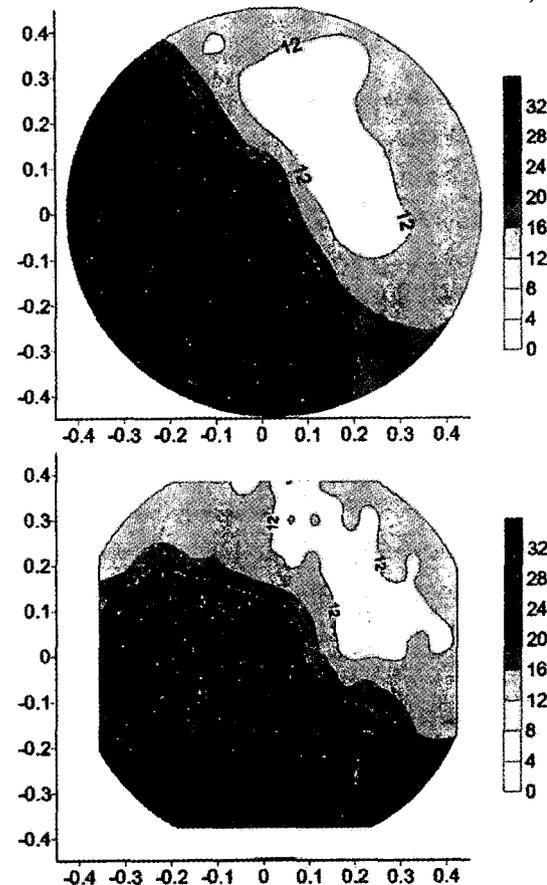


Abb. 2: Die Messungen auf einem teilbewässerten Lysimeter mit TDR-Sonden (oben, 10x10cm Raster) und dem GPR (unten).

Es ist allerdings darauf hinzuweisen, dass bei einer Messung mit einer 800 MHz Antenne diese Methode nicht angewendet werden konnte. Zwar war eine deutliche Änderung im Radargramm zwischen den feuchten und trockenen Bereichen zu erkennen, es konnte jedoch keine direkte Korrelation zwischen der

<sup>1</sup>TU Berlin, Institut für Ökologie

<sup>2</sup>TU Berlin, Institut für angewandte Geophysik

Email: Heiner.stoffregen@interurban.de, [www.interurban.de](http://www.interurban.de)

Verschiebung der Wellenzüge und mit dem Wassergehalt hergeleitet werden.

Neben Messungen auf unbewachsenen Boden wurden auch Messungen im Berliner Tiergarten auf einem kurz geschnittenen Grasstandort gemacht. Damit sollte geklärt werden, ob die hochauflösenden Messungen auch auf unebenen, bewachsenen Standorten möglich sind.

Abb. 3. zeigt die Messungen auf einem Transektabschnitt von 30 Metern. Das Transekt verläuft aus einer feuchten Senke in einen trockenen, höher gelegenen Bereich. Wieder gibt es einen klaren Zusammenhang zwischen der Zeitverzögerung und dem über TDR-Messung bestimmten volumetrischen Wassergehalt. Abb. 4 zeigt einzelne Spuren des Radargrams bei Messungen in Bereichen mit unterschiedlichen Wassergehalten. Deutlich ist die Verzögerung der Peaks bzw. Nulldurchgänge der Wellenzüge zu erkennen. Für die Bestimmung der Wasserhalte wurde die Verschiebung des zweiten Nulldurchgangs eines Wellenzuges verwendet.

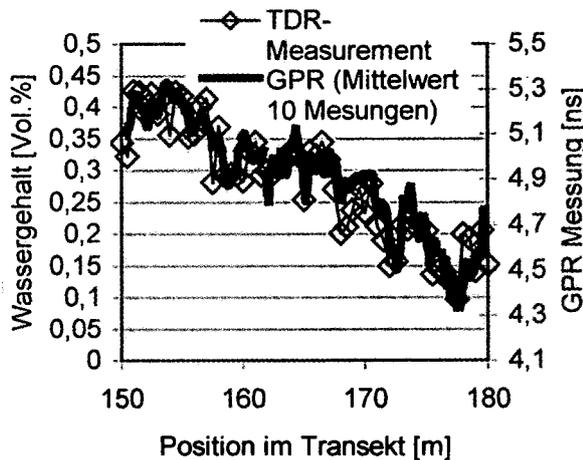


Abb. 3: Vergleich der Messungen des Georadars und TDR auf einem Grasstandort.

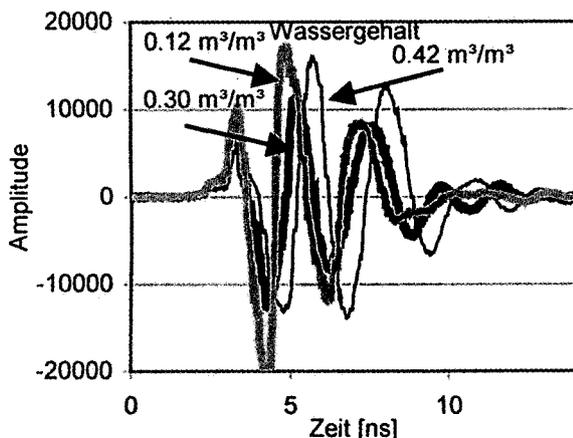


Abb. 4: Die Wellenzüge einzelner Spuren des Radargrams bei Bereichen unterschiedlicher Feuchte.

In einem weiteren Versuch wurde dann mit Hilfe des GPR's die Wassergehaltsverteilung einer 2x2m großen Fläche bestimmt (Abb. 5). Deutlich können feuchtere und trockenere Bereiche unterschieden werden.

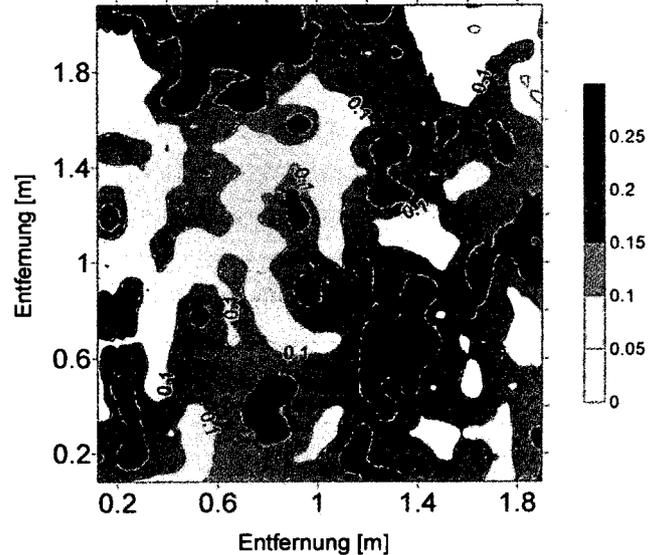


Abb. 5: Wassergehaltsverteilung auf einer Fläche im Tiergarten gemessen mit GPR

### Schlussfolgerung und Ausblick

Es konnte gezeigt werden, dass auf unbewachsenem Boden sowie bei kurzgeschnittenem Grassbewuchs Wassergehaltsmessungen mittels GPR mit einer Auflösung im dm-cm Bereich vorgenommen werden können. Damit kann die zeitliche Veränderung von benetzungsgehemmten Bereichen bestimmt werden. Durch Kombination mit weiteren Verfahren können evtl. bevorzugte Fließwege bestimmt werden.

### Literatur

Huisman, J. A., J. J. C. Snepvangers, W. Bouten, G. B. M. Heuvelink 2002: Mapping spatial variation in surface soil water content: comparison of ground-penetrating radar and time domain reflectometry. *J. Hydrol.*, 269, 194-207  
 Ritsema C. J., L. W. Dekker 2003: *Soil Water Repellency: Occurrence, Consequences and Amelioration*. Elsevier, 352pp ISBN 0-444-51269-1.  
 Täumer, K., H. Stoffregen, G. Wessolek 2003: *Räumlich-zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte hydrophober Standorte* DBG Mittlg., dieses Heft  
 Topp, G. C., Davis, J.L., Annan, A.P. 1980: Soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Res. Res.* 16, 574-582.

## **Erstellung eines einheitlichen Bewertungsrahmens von Kipp-Rohböden im Niederlausitzer und Mitteldeutschen Braunkohlenrevier**

Vogel, H.<sup>1</sup>

### **1. Einleitung**

Die gegenwärtige Bewertung der Kippböden und –substrate erfolgt auf der Grundlage älterer, meist auf der TGL-Kartierung beruhende Systeme. Dabei wurde eine unterschiedliche Klassifizierung der Kippböden in Abhängigkeit von der geplanten bzw. vorzuschlagenden Folgenutzung vorgenommen. Für forstwirtschaftliche Nutzungen wurden die Kippböden in Nährkraftstufen eingeordnet. Bei einer landwirtschaftlichen Folgenutzung erfolgte eine Bewertung nach sogenannten Behandlungseinheiten bzw. sogenannten IST-Bodenwertzahlen. Darüber hinausgehende Bewertungsmaßstäbe liegen nicht vor. Mit der Einführung der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage (KA4) und deren Anwendung zur Kartierung der Kippenflächen ergaben sich durch ein neues Korngrößendreieck sowie abweichende Skalierungen der Kies-, Kalk- und Kohlegehalte zum Teil erhebliche Veränderungen hinsichtlich der bis dahin angewandten Bewertungskriterien.

Das Ziel der vorliegenden Arbeit besteht in der Erarbeitung eines substrattypenbezogenen, die Nutzungsziele der Kippenrekultivierung berücksichtigenden einheitlichen Bewertungsrahmens für Kipp-Rohböden.

### **2. Material und Methoden**

Der Bewertungsrahmen von Kipp-Rohböden weist einen hierarchischen Aufbau auf. Als grundlegende Bewertung der Kippsubstrate dient die Einstufung nach den Kategorien des Landesbergamtes Brandenburg, da diese eine von der Folgenutzung unabhängige Klassifizierung der Substrate beinhalten. Darauf aufbauend wird der Boden entsprechend der geplanten Folgenutzung in land- bzw. forstwirtschaftlicher Hinsicht bewertet. Für die forstwirtschaftlichen Einstufungen werden die bewährten Trophie- oder Nährkraftstufen der forstlichen Standortkartierung nach KOPP benutzt. Als detaillierte Grundlage diente die Zuordnung von Kipp-Bodenformen zu Nährkraftstufen der TGL 26157/01. Für eine Bewertung im landwirtschaftlichen Sinne wird auf der Basis des Acker-schätzungsrahmens eine sogenannte „Ausgangsbodenwertzahl“ abgeleitet. Dieser Begriff unterstreicht den Zustand des zu beurteilenden Rohbodens, welcher einer Entwicklung unterworfen ist und nach einer differenzierten Zeitspanne neu bewertet werden muß.

Ausgehend von diesen Bewertungsgrundlagen ist festzuhalten, dass für den neu erstellten Bewertungsrahmen keine neuen Maßstäbe und Skalierungen entwickelt wurden. Es erfolgte lediglich eine Anpassung und Implementierung der bisherigen Bewertungen an die mit der Einführung der KA 4 veränderten Substratkennzeichnungen der Kippenkartierung.

Die konkrete Umsetzung des Bewertungsrahmens erfolgte nach einer von VOGEL (1996) in der „Arbeitsanleitung zum Bodengeologischen Kartierungsbericht“ entwickelten Methode. Als Grundlage für die Substratbewertung diente eine Matrix, in der auf der einen Seite (Ordinate) die Bodenart und auf der anderen Seite (Abszisse) die das Substrat kennzeichnenden Eigenschaften des geologischen Alters sowie der Kies-, Kalk- und Kohlegehalte aufgetragen wurden. An den jeweiligen Schnittpunkten konnte dann in Abhängigkeit der Bewertungsrichtung der jeweilige „Wert“ eingetragen werden.

### **3. Ergebnisse**

Die Umsetzung der Bewertung für den Anwender/Nutzer verläuft in zwei Schritten. Als erstes erfolgt eine tabellarische Vorauswahl nach den Kriterien geologisches Alter, Kies-, Kalk- und Kohlegehalt, der Bodenazidität und dem Kalkbedarf. Entsprechend der zu bewertenden Substratzusammensetzung wird in der Tabelle eine Bewertungsseite ausgewiesen. In einem zweiten Schritt erfolgt auf der in der Tabelle ausgewiesenen Seite die konkrete Substratbewertung in Form eines Korngrößendreiecks, so daß hier abschließend die Bodenart in die Bewertung einfließt.

Bei der Verbindung der bisherigen Bewertungsmethoden mit der heute üblichen Substratkennzeichnung zur Kippenkartierung traten bei den drei Bewertungsschwerpunkten sehr differenzierte Probleme auf. Im folgenden sollen diese sowie deren Lösungsweg dargestellt werden:

#### **a) Kategorien des LBB**

In der Richtlinie Nr. 28 des Landesbergamtes Brandenburg vom 15.06.2001 werden für die Kippsubstrate hinsichtlich ihrer Kulturfähigkeit relativ grobe Substratbeschreibungen untersetzt. Insbesondere der Begriff „bindig“, der in der Beschreibung sehr häufig benutzt wird, ist für die Substrateinordnung nur unzureichend genau. Des Weiteren sind die Angaben zum Kohlegehalt sehr weit gefaßt. Die Einbeziehung des Kalk- und Kiesgehaltes fehlt nahezu gänzlich.

Um eine exakte Einordnung der Kippsubstrate in die Kategorien zu ermöglichen, ist eine exakte Abstufung der das Kippsubstrat kennzeichnenden Parameter erforderlich. Im Fall der Kategorien des LBB war dies relativ leicht anhand der Klassifizierungen der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4 möglich. Insbesondere die Problematik der Begrifflichkeit „bindig“ konnte mit der Zuordnung einer Bindigkeitsklasse zur Bodenart in der Tabelle 29 der KA 4 (S. 139) gelöst werden. Für die Einstufungen der anderen Parameter (Kies, Kalk, Kohle) wurden ebenfalls die in der KA4 festgelegten Klassifizierungen herangezogen.

#### **b) Forstliche Nährkraftstufen**

Für die in der TGL 26157/01 aufgezeigten Zuordnung einer Nährkraftstufe zu einer Kipp-Bodenform waren maßgeblich die das Kippsubstrat kennzeichnenden Eigenschaften des geologischen Alters, der Genese und der Bodenart bestimmend. Da die

<sup>1</sup> Humboldt-Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Acker- und Pflanzenbau, Albrecht-Thar-Weg 5, 14195 Berlin

Nährkraftstufen bei der forstlichen Standortkartierung nach wie vor eine wesentliche Rolle spielen, war an dieser Stelle keine einfache „Überführung“ in die Klassifizierungen nach KA 4 möglich. Um die Kontinuität zur forstlichen Standortkartierung zu wahren, war es somit erforderlich, die für die Skalierungen für die in der oben genannten TGL getroffenen Eingruppierungen zu bewahren

Zur Lösung des oben beschriebenen Problems wurde bezüglich der Bodenart das Korngrößendreieck nach TGL auf das Korngrößendreieck nach KA 4 aufgelegt, wobei die Flächen der alten Bodenarten nunmehr die jeweilige Nährkraftstufe darstellt. Somit bleiben trotz der Substratansprache nach KA 4 die TGL-Bodenarten indirekt erhalten. Hinsichtlich der differierenden Skalierungen in bezug auf den Kies-, Kalk- und Kohlegehalt mußte an dieser Stelle ein Kompromiß geschlossen werden. Bei den Kalk- und Kohlegehalten konnten im ersten Bewertungsschritt bei der tabellarischen Vorauswahl die unterschiedlichen Einstufungen durch Zusammenfassungen weitestgehend berücksichtigt werden. Für den Kiesgehalt war dies nicht möglich, so daß hier die TGL-Skalierung herangezogen werden mußte.

c) Ausgangs-Bodenwertzahl

Für die Bewertung der Kipp-Rohböden im landwirtschaftlichen Sinne sollte durch die Nutzung der Bodenschätzung eine sehr weit verbreitete und im allgemeinen auch leicht verständliche Methode genutzt werden. Das Hauptproblem bei der Ableitung von Bodenwerten auf der Basis des Ackerschätzungsrahmens besteht zum einen in der nicht miteinander vergleichbaren Definition der Bodenart sowie in der unzureichenden Berücksichtigung der die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigenden Eigenschaften der Kipp-Rohböden.

Um die zweistufige Bewertungsmethode auch im Falle der Ausgangs-Bodenwertzahlen nutzen zu können, war es erforderlich, die Bodenarten der Bodenschätzung (nach Kopecky) mit denen der KA 4 (nach Köhn) in einer ähnlichen Art und Weise wie bei den Nährkraftstufen in „Überdeckung“ zu bringen. Zu diesem Zweck erfolgte eine Auswertung von Analysendaten der Musterstücke der Bodenschätzung (zugänglich im Programm MUSTER des BMF). Dabei wurden nahezu alle Musterstücke, für die Analysen sowohl nach Kopecky als auch nach Köhn vorliegen, ausgewertet. Danach wurden die Bodenarten der Bodenschätzung in das Korngrößendreieck der KA 4 eingetragen. Hierbei ist jedoch unbedingt darauf hinzuweisen, daß diese Darstellung nicht als allgemein gültige Bodenartenübersetzung genutzt werden kann, da bei der eben beschriebenen Herangehensweise auch einige deutliche Ausreißer auftraten. Für die Bewertung der Kipp-Rohböden kann jedoch von einer ausreichenden Genauigkeit ausgegangen werden.

Um die bodenfruchtbarkeitsbeeinflussenden Eigenschaften bei der Kippsubstratbewertung einheitlich und objektiv berücksichtigen zu können wurden diese tabellarisch zusammengefaßt (ähnlich der tabellarischen Vorauswahl im ersten Bewertungsschritt)

und mit einem prozentualen Wert (in den meisten Fällen als Abschlag) belegt. Um nunmehr zu einer Bodenzahl zu gelangen war die Grundlage im Ackerschätzungsrahmen festzulegen. In Anlehnung an die bisherige Praxis der steuerlichen Schätzung auf Kippenflächen wurde deren Prinzip von „Zustandsstufe 7 und kleinste Zahl der angegebenen Spanne“ übernommen. Ausgehend von den Entstehungsarten D (Dilluvial) bzw. L<sub>0</sub> (L<sub>0</sub>ß) waren somit die Grundzahlen festgelegt. Auf der Grundlage dieser Grundzahlen wurden anschließend die prozentualen Abschläge (in sehr seltenen Fällen auch Zuschläge) zu Anwendung gebracht und in die im Punkt 2 erwähnte Matrix eingetragen. Durch diese Herangehensweise kann mit der vorgestellten Bewertungsmethode auch für die teilweise sehr kompliziert aufgebauten Kippsubstrate unter Berücksichtigung einer Vielzahl von Einflußfaktoren ein zuverlässiger Bodenwert abgeleitet werden.

#### Literatur

**AG Boden:** Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Auflage, 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover 1994

**NEUMANN, T. et. al:** Arbeitsanleitung zum "Boden-geologischen Kartierungsbericht" auf Kippen - und Randflächen auf der Basis der Bodenkundlichen Kartieranleitung 4. Auflage (KA 4) Urheberrechte bei: Vattenfall Europe Mining AG Senftenberg und Berlin, den 06.09.1996

**AG Bergbauböden:** Übersetzungsschlüssel zur Übernahme von Kartierungseinheiten nach Kippbodenklassifikation (WÜNSCHE et al. 1981) und DDR-Standard (TGL 24 300) auf Erfassungsbasis der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage 1994 (KA 4), (unveröffentlicht)

**KOPP, D. et. al:** Standortlich-naturräumliche Grundlagen ökologiegerechter Forstwirtschaft; Deutscher Landwirtschaftsverlag Berlin GmbH; 244 S.; Berlin 1994

**Fachbereichsstandard:** TGL 26 157/01; Wiedernutzbarmachung von Kippen und Halden; Sicherung von Böschungen gegen Erosion und Deflation; Berlin, den 25.10.1985

**Landesbergamt Brandenburg:** Richtlinie des Landesbergamtes Brandenburg für die Wiedernutzbarmachung bergbaulich in Anspruch genommener Bodenflächen vom 15.06.2001; Cottbus, den 15.06.2001

**RÖSCH, A. et. al:** Bodenschätzung; Carl Heymanns Verlag KG Köln Berlin Bonn München; 148 S.; Fotomechanischer Nachdruck 1991

**PFEIFFER, E.-M. et. al:** Nutzung der Bodenschätzung zur Bewertung von Böden, Arbeitsmaterial der Arbeitsgruppe Bodenschätzung und Bodenbewertung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft; In: Mitt. d. Deut. Bodenk. Ges., Bd. 99(2002), S. 39-87

# Auflastabhängige Änderung der ökologischen Kenngrößen als Folge der Holzernte

J. Voßbrink<sup>1</sup>, R. Horn, S. Becker, P Köster

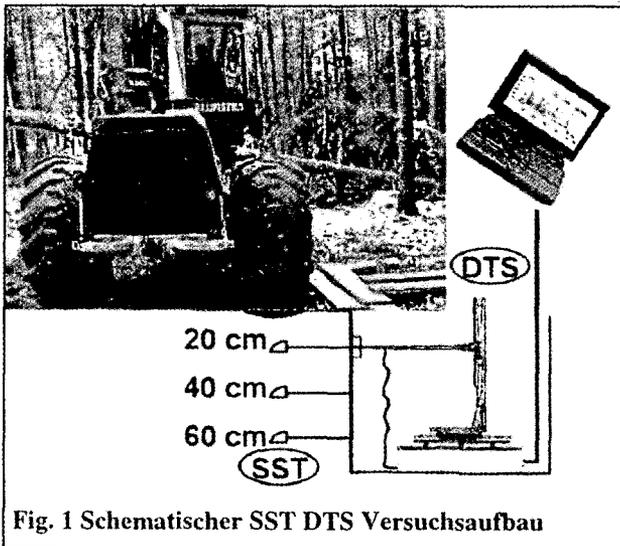
## 1. Material und Methoden

Im Zuge des BMBF Projekts „Zukunftorientierte Waldwirtschaft“ werden an Standorten des Hochschwarzwalds die Auswirkungen von Befahrungen auf standorttypische (Locker-) Braunerden (siehe Tab. 1) bestimmt.

Horizont	Tiefe cm	X %	pH CaCl <sub>2</sub>	Körnung < 2000 µm [%]									
				2000-630	630-200	200-63	Sand	63-20	20-6,3	6,3-2	Schluff	Ton	
L	5-2												
Of	2-0												
Ah	0-5	10	3.28	15	17	12	44	11	15	14	25	16	Sl4
Bv1	5-40	10	3.93	15	17	14	46	2	13	11	26	28	Lts
Bv2	40-70	30	4.07	13	16	14	43	10	12	12	34	23	Ls3
BvCv	70-95	50	4.22	11	16	15	42	20	16	10	46	12	Slu
Cv	>95	70	4.36	13	24	24	61	12	13	9	34	5	Su3

Tab. 1 Repräsentativer Braunerdestandort St. Märgen

Neben verschiedenen Harvestern wurden typische Rückefahrzeuge und die Rückung durch Pferde untersucht. Vollernter erreichen Systemgesamtgewichte bis zu 45Mg („Hannibal“). Diese Gewichtskräfte wirken dynamisch auf den Boden ein und bedeuten grosse Bodenspannungen (Wehner 2001) sowie Verformungen und daraus resultierend



bodenmechanische Veränderungen. (Horn et al. 2000). Für die Erfassung der Bodenspannungen und -verformung wird ein kombiniertes Stress

State Transducer (SST) und Deformation Transducer System (DTS) (vgl. Kühner 1997) benutzt (siehe Abb. 1).

Die Vorbelastung (Pv) wurde mit dem „Multi Step Soil Compression Test“, einer uniaxialen Oedometer Apparatur bei verhinderter Seitenausdehnung unter drainierten Bedingungen (-60 hPa) aus den Endsetzungswerten der verschiedenen Auflasten ermittelt.

Die Luftleitfähigkeit (kl) wurde mit auf -60 hPa entwässerte (pF 1,8) und mit einem Luftdruckgradienten von 1 hPa durchströmten Proben gemessen. Die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit (kl) erfolgt mit einem Haubenpermeameter an je 5 Stechzylindern (100cm<sup>3</sup>).

## 2. Ergebnisse

### 2.1 Bodenspannung und -verformung

Die Spannungsmessungen zweier Sensoren in 20 cm Tiefe eines Radharvesterversuchs (Cat 580, Leergewicht 17,5 Mg) sind in Fig. 2 dargestellt. Sie ergaben hohe maximale Spannungswerte für typische Arbeitsabläufe der Holzernte. Gemessen wurde der Spannungstensor direkt unter dem Hauptlastrad. Spannungsspitzen wurden durch die Anfahrt 10-20 sec, die Manipulation der Stämme (z. B. 145-175 sec) und durch Abfahrt (220 sec) erzeugt.

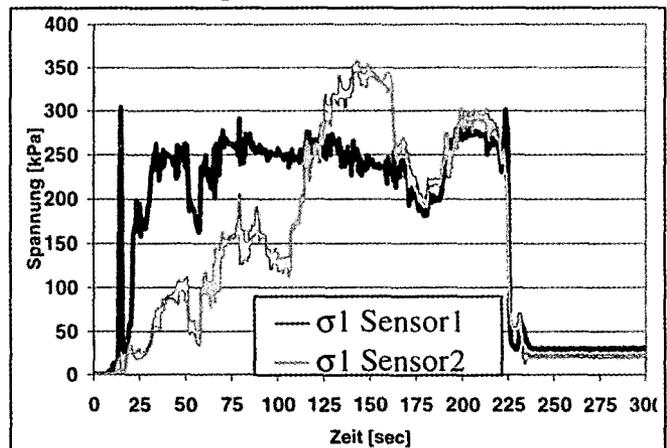


Fig. 2 Erste Hauptspannung zweier SST Sensoren in 20cm Tiefe während eines Erntevorgangs

Die Messwerte weisen auf, durch Holzerntemaßnahmen verursachte, hohe dynamische Belastung des Bodens hin.

Der vertikale Versatz durch verschiedene Befahrungen unterscheidet sich sowohl in der Dimension als auch in der Art, abhängig von den verschiedenen Befahrungssystemen. Die schweren Kettenfahrzeuge zeigten sowohl ausgeprägte Fahrspuren als auch hohe Versätze der Sensoren in 20 cm Tiefe. Der Boden wird stark versetzt und komprimiert. Die leichteren Fahrzeuge zeigten eine geringere Gleisbildung

<sup>1</sup>Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde  
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel  
Olshausenstr. 40, 24118 Kiel  
j.vossbrink@soils.uni-kiel.de

und Versatz des Sensors. In allen Fällen wurde der Boden sowohl bewegt als auch verdichtet. Die Reisigmatte zeigte dämpfende Wirkung, sowohl die Fahrspuren als auch der Versatz in 20 cm Tiefe waren geringer. Reisigmatten sind in der Lage, die auftretenden Spannungen und Deformationen zu mildern, trotzdem ist ein Überschreiten der Eigenstabilität der Böden nicht zu verhindern.

## 2.2 Bodenmechanische Folgen der Befahrung

Die Eigenstabilität von Waldböden kann horizontweise mit dem Wert der Vorbelastung beschrieben werden. Unterhalb der Vorbelastung reagiert der Boden elastisch, wird diese überschritten, kommt es zu einer plastischen Verformung, die Struktur wird irreversibel geschädigt.

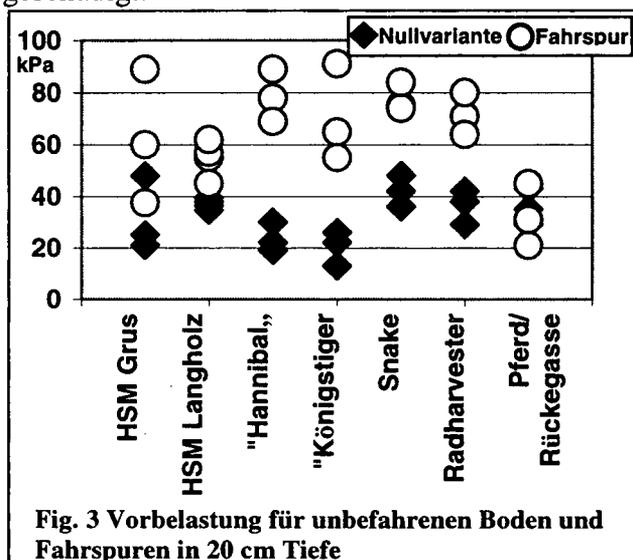


Fig. 3 Vorbelastung für unbefahrenen Boden und Fahrspuren in 20 cm Tiefe

Sowohl die Werte für 20 cm Tiefe (siehe Fig.3) als auch 40 cm Tiefe zeigen eine Zunahme der Vorbelastungswerte. Die Böden wurden plastisch verformt, das bodenstützende Feinwurzelwerk kann die Verdichtung ebenso wenig verhindern wie eine 60 cm dicke Reisigmatte, welche bei den Hannibalversuchen genutzt wurde. Das Rückepferd führte nur zu unwesentlichen Änderungen.

Die Kf Werte (gesättigte Wasserleitfähigkeit), in 20 cm Tiefe, zeigten Abnahmen durch die Befahrung bis zu 95 %. Besonders ausgeprägt waren diese bei den Impex 1650 (Königtiger, 30Mg) Versuchen. Auch in 40 cm Tiefe waren die Abnahmen bei allen Versuchen signifikant. Ausnahme bildete wieder der Pferdeversuch, hier konnten keine negativen Folgen nachgewiesen werden.

Die Abnahme der Luftleitfähigkeit (kl) lag in Bereichen von 30-60 % für die Tiefe 20cm und 20-50% für die Tiefe 40 cm. Einzig die

Rückepferdvariante lag wieder im Bereich des unbelasteten Referenzbodens.

## 3. Diskussion

Die Versuche zeigen deutliche Beeinflussungen der Standortökologie durch schweres Walderntegerät.

Die Spannungsmessungen in verschiedenen Bodentiefen zeigen die Notwendigkeit, Bodenspannungen und Bodenverformungen als dynamische Prozesse zu analysieren. Die statische Beschreibung über Kontaktflächendrücke ist nicht ausreichend, um den tatsächlichen Spannungstensor im Boden zu beschreiben. Die dynamische hochauflösende Aufnahme der Bodenspannungen in verschiedenen Tiefen liefert eine gute Beschreibungen der vollständigen Ernte und Rückevorgänge. Die Bodenbewegung setzt sich zusammen aus einem Bodenversatz sowie Bodenverdichtung. Dies konnte bis in Tiefen von 40 cm nachgewiesen werden.

Die Erhöhung der Vorbelastung durch Waldfahrzeuge konnte in allen Versuchen nachgewiesen werden, unabhängig von der Versuchsorganisation oder den untersuchten Fahrzeugen.

Der Einbruch der Leitfähigkeiten ist durch eine Veränderung in der Porenverteilung und Beeinträchtigungen der Porenkontinuität zu erklären. Die durch die starken Belastungen resultierende Bodenverdichtungen führte in den locker gelagerten Waldoberböden zur Zerstörung der Grobporen. Diese sind jedoch wesentlich für die Luft- und Wasserleitfähigkeit verantwortlich. Die tiefgreifenden Einbrüche der Leitfähigkeiten zeigen, dass nicht nur der Oberboden sondern auch die Unterböden von der Veränderung der Struktur betroffen sind.

## 4. Literatur

- Horn, R. et al (eds.) (2000): Subsoil Compaction: Distribution, processes and consequences; Catena, Adv. in Geocology 32, 462p
- Kühner, S. (1997): Simultane Messungen von Spannungen und Bodenbewegungen bei statistischer und dynamischer Belastung zur Abschätzung der dadurch induzierten Bodenbeanspruchung; SR Inst. f. Pfl.ernährung und Bodenkunde der Universität Kiel, Bd. 39
- Wehner, Th. (2001): Technikkonzepte und ihre Auswirkungen auf den Boden, Schriftenreihe Freiburger Forstl. Forschung, Bd. 18, S. 97-107

# Mögliche Auswirkungen eines Grundwasserspiegelanstiegs auf die landwirtschaftliche Nutzung sandiger Böden, NW-Jütland/Dänemark

N. A. Wahl<sup>1</sup>

## 1. Einleitung

Das Relief und der geologische Untergrund des Gebiets „Hanherred“ (NW Jütland/Dänemark) sind geprägt durch die Weichselvereisung sowie postglaziale marine und äolische Ablagerungen, wie z. B. Hakenbildungen und Lagunenablagerungen sowie Flugsanddünen und -feldern. In Folge dessen findet man in diesem Gebiet überwiegend marine Sedimente in geringer Tiefe, die von verschiedenen mächtigen Flugsanddecken überlagert werden. Pseudogley- und Gleyprägung der Bodenbildungen sind in den überwiegend grundwassernahen Lagen dominierend.

Die Böden im Untersuchungsgebiet werden überwiegend extensiv (Weide) aber auch intensiv (Getreide) genutzt. Das Gebiet ist aufgrund des hohen Grundwasserstands von zahlreichen Entwässerungsgräben durchzogen und auch teilweise drainiert. Der Grundwasserspiegel befindet sich relativ einheitlich in ca. 1,10-1,40 m Tiefe, was ungefähr 0,6-0,9 m über Dänisch Normal Null (DN) entspricht. Entwässert wird in ein System von Vorflutern in Form von quasinatürlichen Seen bzw. Becken (genannt „Vejlerne“), die in ihrer Gesamtheit seit 1994 ein Ramsar-Schutzgebiet darstellen. Dieses gesamte Gebiet entwässert über ein Kanalsystem mittels einer Niedrigwasserschleuse in den Limfjord. Ziel dieser Untersuchung ist es, die Auswirkungen von Planungen auf die landwirtschaftliche Nutzbarkeit zu beleuchten, nach denen der Wasserspiegel der „Vejlerne“, der rezent bei ca. +0,1 m liegt, dauerhaft um ca. 50 cm erhöht werden soll.

## 2. Material und Methoden

Zur Charakterisierung der Bodenbildungen wurden zwei Profile auf einer Wiese und in unmittelbarer Nachbarschaft auf einem Acker angelegt (Tiefe: 1,3 und 1,1 m) sowie mehrere Bohrungen niedergebracht (nach AG Boden, 1994). Es wurden sowohl gestörte als auch ungestörte Bodenproben entnommen und u. a. auf Textur (Trockensieben und Hydrometeranalyse), Porenziffer,  $C_{org}$ -Gehalt (vermuffeln bei 450 °C) und gesättigter Leitfähigkeit (*falling head conditions*) bei drei künstlich eingestellten Lagerungsdichten untersucht. Alle Analysen wurden mit je drei Replikaten ausgeführt. Zudem wurde ein GPR (*Ground Penetrating Radar*, Antenne 350 MHz) zur Charakterisierung des oberflächennahen Untergrunds eingesetzt (Skov- og Naturstyrelsen, 1987).

## 3. Ergebnisse

Die Lage der einzelnen Untersuchungspunkte ergibt sich aus Abbildung 1. Das Georadar zeigte Teile der Ablagerungen seit dem Postglazial, welche einen Strandausbau nach NNO aufweisen sowie eine Lagunenbildung im südwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets.

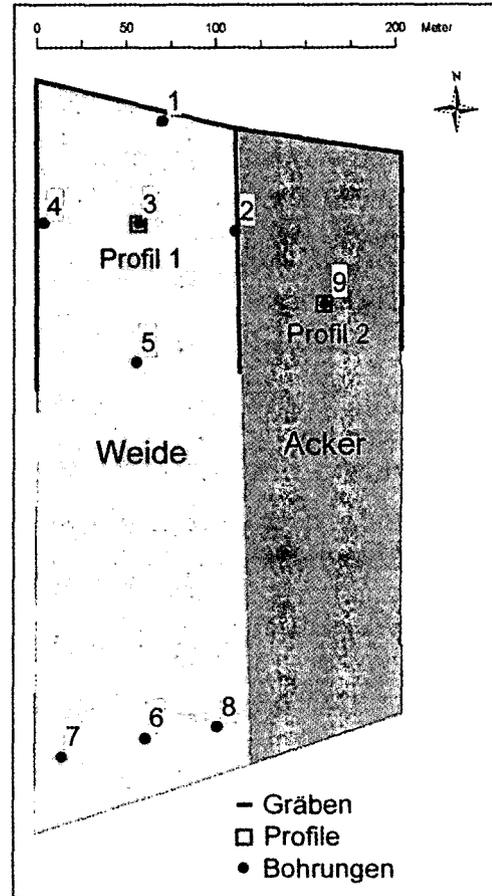


Abbildung 1: Lage der Untersuchungspunkte

Für die Bodenproben werden im Folgenden nur die Ergebnisse von Profil 2 (Acker) sowie die der Bohrung 6 erläutert. Die entnommenen Bodenproben von Profil 2 weisen hinsichtlich der Schluff- und Tongehalte für alle Horizonte Werte unter ca. 5 % und lassen sich demnach den reinen Sanden zuordnen (Abb. 2). Der steile Verlauf der Kurven zeigt einen hohen Sortierungsgrad an, wobei  $d_{50}$  durchgängig im Bereich des Feinsandes liegt (Abb. 2).

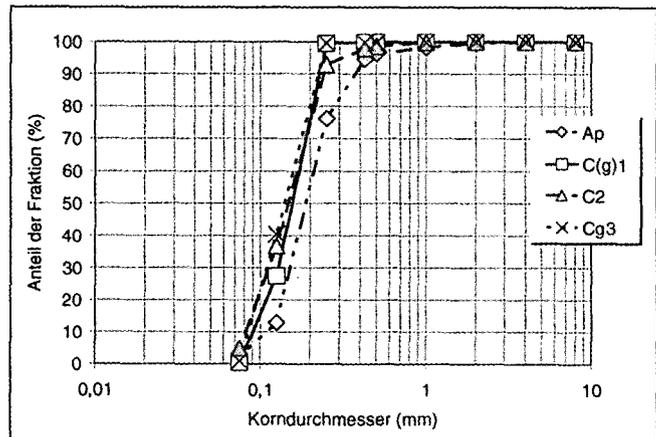


Abbildung 2: Körnungssummenkurve Profil 2

<sup>1</sup> Aalborg University, Dept. of Civil Engineering, Sohngaardsholmsvej 57, DK-9000 Aalborg, E-Mail wahl@civil.aau.dk

Hinsichtlich der Körnung stellt hier der unmittelbar unter dem Ap liegende C(g)1 mit ausgesprochener Humus-Tonbänderung eine deutliche und gleichzeitig die einzige Ausnahme dar (Abb. 3). Weiterhin sind die erhöhten Lagunensedimente sehr feinkörnig (bes. fU und mU), jedoch auch sehr unsortiert (Abb. 3).

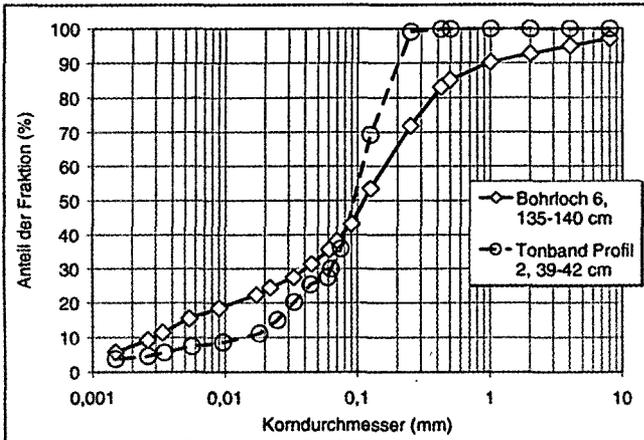


Abbildung 3: Körnungssummenkurven Tonband Profil 2 und Lagunenablagerungen Bohrloch 6

Zusammengefasst lässt sich für das Profil 2 die Horizontfolge Ap/C(g)1/C2/Cg3/Cg4 feststellen. Insoweit entspricht das Profil nach deutscher Klassifikation dem Bodentyp Gley. Die Humusgehalte variieren tiefenabhängig zwischen ca. 5,5 % (Ap) und 0,2 % (C2) (Abb. 4).

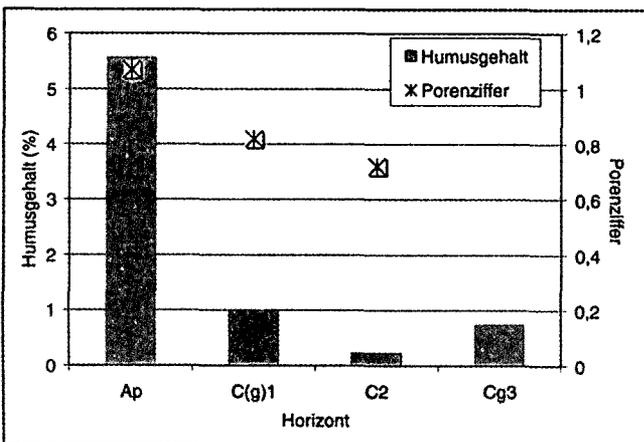


Abbildung 4: Humusgehalte und Porenziffern von Profil 2

Die Porenziffer nimmt einheitlich mit zunehmender Bodentiefe ab und liegt für den Ap bei 1,07, im C(g)1 bei 0,82 und im C2 bei 0,72. Die gemittelte gesättigte hydraulische Leitfähigkeit K beträgt für den Horizont C(g)1  $4,7E-05$  m/s, für den C2  $8,4E-05$  m/s und den Cg3  $5,5E-05$  m/s.

#### 4. Diskussion

Wie bereits im Vorfeld angenommen, sind insbesondere das Ausgangsgestein und die Lage zum Grundwasser für die Bodenbildungen im Untersuchungsgebiet ausschlaggebend. Abhängig von den Sedimentationsbedingungen sind die Böden entweder extrem tonarm und sehr gut sortiert bzw. unsortiert und eher schluffig. Das stark sandige

Ausgangsmaterial lässt nur die Bildung von wenig differenzierten Böden zu, welche durch die grundwassernahe Lage weiter geprägt werden. Die kapillare Steigrate von ca. 40 cm führt zu temporärem Wasserstau bis in ca. 60 cm unter GOF und ist hier für die Pseudogleyprägung verantwortlich. Eine hohe Infiltrationskapazität führt im stark sandigen Ap zur Auswaschung vorhandener Tonpartikel, die in Form von Bändern unterhalb des Ap im C(g)1 ausgefällt werden und wiederum Stauwassererscheinungen bedingen. Verminderter Abbau der organischen Substanz resultiert in den für Anmoorböden typischen hohen Humusgehalten, die bei Profil 1 (Weidestandort) für den Ah bei ca. 8 % liegen und für den Ap des Ackerstandorts (Profil 2) noch 5,5 % betragen. Der Unterschied ist primär durch erhöhte Oxidationsraten (lockernde Pflugsaktivität) im Profil 2 zu erklären. Aufgrund der positiven Eigenschaften des Humus' zeigt der Ap eine Porenziffer von 1,07, welches für eine ausreichende Belüftung des Wurzelraumes wichtig ist, eine Wasserspiegelanhebung würde dies jedoch negativ beeinflussen. Lebende Pflanzenwurzeln wurden nur im Ap bzw. Ah gefunden, abgestorbene dagegen auch sehr vereinzelt bis in ca. 90 cm Tiefe (möglicherweise Schilf). Die ermittelten gesättigten Leitfähigkeiten zeigen eine gute Übereinstimmung mit der künstlich eingestellten Lagerungsdichte und liegen alle auf einem für Sande typisch niedrigen Niveau.

#### 5. Zusammenfassung

Die landwirtschaftliche Nutzung in großen Teilen „Hanherreds“ ist durch die meistens sehr sandigen Böden nur bedingt möglich, was durch die grundwassernahen Lagen noch verschlechtert wird. Im Allgemeinen gelten die Böden als die am geringsten bonitierten in der gesamten Region. Grünlandwirtschaft ist daher der dominierende landwirtschaftliche Produktionszweig. Für eine Ertragssteigerung im Bereich des Getreideanbaus wären weitere Absenkungen des Grundwasserspiegels notwendig, was aufgrund der Lage des Untersuchungsgebiets in einem Ramsar-Schutzgebiet nur bedingt bis nicht durchsetzbar ist. Der Plan, den Wasserspiegel in Teilen dieses Schutzgebiets anzuheben, dürfte erhebliche Ertragseinbußen in der Landwirtschaft nach sich ziehen und entsprechend das Wirtschaftspotential der gesamten Region negativ beeinflussen. Es ist davon auszugehen, dass die Nutzung auf einer Fläche von ca. 11 km<sup>2</sup> rund um das System der „Vejlerne“ durch eine Aufstauung negativ beeinflusst wird.

#### 6. Literatur

- AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl., Nachdruck 1996. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung
- Skov- og Naturstyrelsen (1987): Geofysisk kortlægning. Miljøministeriet. 123-134

# Bodenbelastung auf Schiessplätzen - Untersuchungen von Böden, Sickerwasser und Perkolaten am Beispiel dreier Schiessplätze in Schleswig-Holstein

H. Wetzel\*, A. Zeddel\*\*

## Einleitung

In zahlreichen Gutachten und Untersuchungen wurde bereits der Frage nachgegangen inwieweit die Befruchtung von Böden mit Bleischrot negative Auswirkungen im Sinne des Bodenschutzgesetzes hat. Als umweltrelevante Schadstoffe werden dabei Blei, Antimon und Arsen diskutiert. Bisher wurden allerdings nur in wenigen Fällen Grundwasserkontaminationen im Bereich von Schiessständen festgestellt (UMK-Bericht 1998).

Da sowohl die relevanten Schadstoffe als auch die aufgebrachte Schadstoffmenge bekannt sind, ist als unbekannter Faktor das Ausmaß der Rückhaltewirkung der ungesättigten Zone zu erfassen.

Ziel muss es daher sein, die momentane und/oder zukünftige Sickerwasserkonzentration am Übergang der ungesättigten in die gesättigte Zone (Ort der Beurteilung) abzuschätzen, da in diesem Bereich die Bewertung nach BBodSchV stattzufinden hat (sog. Sickerwasserprognose). Eine Sickerwasserprognose kann nach BBodSchV auf der Grundlage einer Direktbeprobung des Sickerwassers am Ort der Beurteilung, Rückschlüssen oder Rückrechnungen aus Grundwasseruntersuchungen, in-situ Untersuchungen (Saugkerzen) und von Materialuntersuchungen (Elutionen) erfolgen.

Bei der Prognose von schädlichen Sickerwasserinträgen ins Grundwasser sind räumliche und zeitliche Heterogenitäten von großer Bedeutung. Diese Unstetigkeiten können zu präferentiellen Flüssen und damit zu relevanten Konzentrationen am „Ort der Beurteilung“ führen, ohne dass diese Flüsse im Gleichgewicht mit der Festphase stehen.

Ziel der vom Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde in Zusammenarbeit mit dem Landesamt für Natur und Umwelt, dem Landeslabor und dem Landesjagdverband durchgeführten Untersuchungen war es daher, die Bedingungen für eine „worst case“ Situation, eine minimale Retention des eingetragenen Bleis, Arsens und Antimons zu definieren. Der Sickerwasserpfad sollte dabei in möglichst ungestörter Struktur und Lagerung im Labor nachgebildet werden. Hierfür stellen Säulenexperimente die geeignetste Möglichkeit dar.

## Standorte und Methoden

Bei den untersuchten zivilen Schießplätzen handelt es sich um einen Jungmoränenstandort in Baumgarten und um zwei Altmoränenstandorte in Hartenholm und Heede (Tab. 1). Dabei wurden bis auf den Sd-Horizont (Ls4) des Pseudogleys aus Baumgarten ausschließlich reine Sande beprobt. Die Schrotbefruchtung zeigt mit Werten von 3.7 bis 16.7 kg/m<sup>2</sup> ein weites Spektrum auf hohem Niveau.

Tab.1: Charakteristika der untersuchten Standorte auf zivilen Schießplätzen in Schleswig-Holstein

	Baumgarten	Hartenholm	Heede
Bodentyp	Pseudogley	Podsol	Treposol aus Braunerde-Podsol
visuell belastete Horizonte	L, Of, Ah	L, Ohf, Ah	L
ungestört beprobte Horizonte	Bv	Aeh	R+Ap
	Sw	Bhs+Bh	R+Bsh
	Sw-Sd		R+Bhs
	Sd		Cv
pH-Werte	5	3.5 - 4.5	5.5 - 6
Schrotbefruchtung [kg/m <sup>2</sup> ]	8.3	16.7	3.7
Grundwasserflurabstand [m]	> 5	3.8	3

Für den Standort Heede wurden Saugkerzenuntersuchungen in 70 cm Bodentiefe vom Landesamt für Natur und Umwelt in Schleswig-Holstein durchgeführt. An allen drei Standorten erfolgte eine Bodenprobenahme in ungestörter Lagerung (3 bis 5 Parallelen mit 700 cm<sup>3</sup> Volumen) für die Säulenversuche. Die Probenahme der visuell mit Schrotkugeln belasteten Bodenhorizonte in gestörter Lagerung stellte das Ausgangsmaterial für die Erstellung der „1. Quelllösung“ für die oberste Tiefe der Säulenversuche dar. Die Extraktion dieser 1. Quelllösung erfolgte mit Wasser bei einem Boden-Lösungsverhältnis von 1:10 (S4-Extrakt). Die Perkulationslösungen für die darunter folgenden Bodentiefen sind Mischungen der Eluate aus den Bodensäulen der nächsthöheren Lage. Der Ablauf der Perkulation gliedert sich in drei Phasen (Abb.1). In Phase A und C wird durch Perkulation von Reinstwasser eine Desorption von bereits „belasteten Oberflächen“ initiiert und in Phase B die Belastungssituation mit der entsprechenden Quelllösung simuliert.

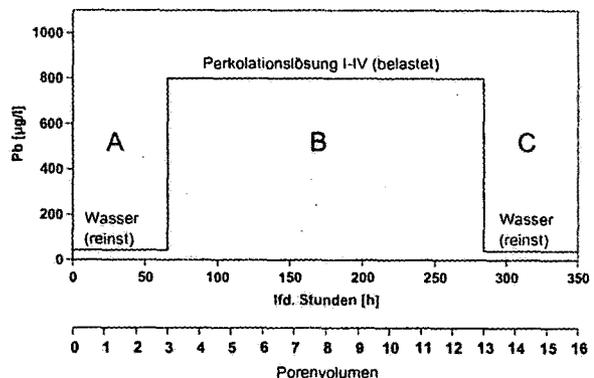


Abbildung 1: Die drei Phasen der Perkulation

\* Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

\*\* Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Dezernat 53 – Altlasten, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek

### Ergebnisse und Diskussion

In Phase A wird durch die Perkolat mit Reinstwasser eine Desorption von Blei induziert (Abb.2). Es fällt auf, dass die Desorption in zyklischen Phasen abläuft. Diese sukzessive Erschöpfung ist dem Rhythmus zwischen Durchfluss- und Ruhephasen geschuldet. Dabei induzieren lange Ruhephasen (Verweilzeiten von 16 bis 67 Stunden) hohe Bleikonzentrationen. Kurze Ruhephasen (1 Stunde) führen dagegen zu einer zeitlichen Erschöpfung der Desorption. Während alle Eluate des Treposols aus Heede sich unterhalb des Prüfwertes der BBodSchV (1999) befinden und damit eine geringe desorbierbare Grundbelastung aufzeigen sind die obersten drei Horizonte des Pseudogley mit Werten über 200 µg Pb/l für den Bv und 20µg Pb/l eher oberhalb anzusiedeln. Für den Podsol zeigen die bis jetzt untersuchten Horizonte ebenfalls Werte oberhalb oder gleich dem Prüfwert. Auffällig ist dabei aber vor allem die hohe Nachlieferung und das damit verbundene hohe Grundniveau der Bleikonzentrationen, trotz verlängerter Erschöpfungsphase.

Durch die Perkolat einer bestimmten Bodentiefe mit der Eluatlösung der nächsthöheren Bodentiefe (Phase B) kann der Sickerwasserpfad nachvollzogen werden (Abb.3a). Der Treposol aus Braunerde-Podsol zeigt dabei eine gleichmäßige Abnahme der Bleikonzentrationen über das gesamte untersuchte Profil und erreicht in den Eluaten des Cv-Horizontes bereits Werte unterhalb des Prüfwertes. Erste Erkenntnisse aus Saugkerzenuntersuchungen des LANU-SH bestätigt diese Ergebnisse. Die geringsten relativen Abnahmen der Bleikonzentrationen im Eluat im Bezug zum Perkolat (relative Pufferleistung) zeigten die ersten 3 Horizonte des Pseudogleys. Die höchsten relativen Pufferleistungen finden sich dagegen im Sd-Horizont des Pseudogleys und im Bhs+Bh-Horizont

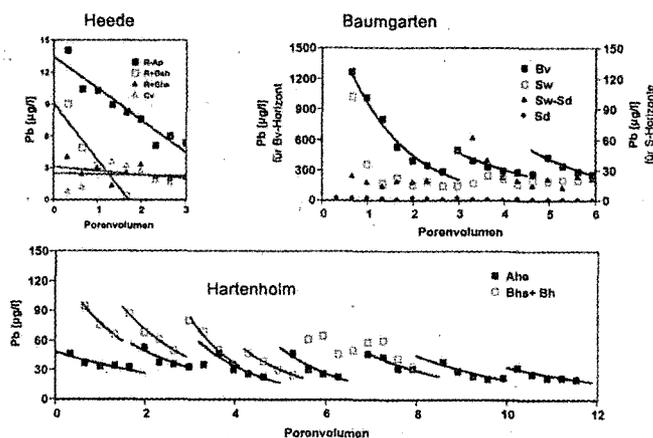


Abb.2: Verlauf der mittleren Bleikonzentrationen (3-5 Parallelen) in den Eluaten der Desorptionsphase (A)

des Podsoles. Für die Horizonte mit einer Bodenart im Bereich der sandigen Sande zeigt sich ein guter Zusammenhang zwischen der organischen Substanz und der relativen Pufferleistung für Blei (Abb.3b). Zur Bodenreaktion der Bodensäulen und den pH-Werten in den Eluaten konnte dagegen kein Zusammenhang gefunden werden.

### Beauftragung und Dank

Die Untersuchungen wurden im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt durchgeführt. Wir danken dem Ministerium für Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein sowie dem Landeslabor und dem Landesjagdverband Schleswig-Holstein für die gute Zusammenarbeit.

### Literatur

- BBodSchV (1999). Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 16.Juni 1999. Banz, 6585.
- UMK-Bericht (1998). Bodenbelastung auf Schießplätzen, Bericht der Arbeitsgruppe von LAGA, LAWA, LABO und LAI. Bonn.

Abb.3: Tiefenverlauf der mittleren Bleikonzentration in den Eluaten der Bodensäulen aller drei Schießplätze und die funktionale Beziehung von organischen Kohlenstoffgehalten der untersuchten sandigen Horizonte zu der relativen Pufferleistung (Eluatkonzentration in Bezug zur Perkolatkonzentration)

