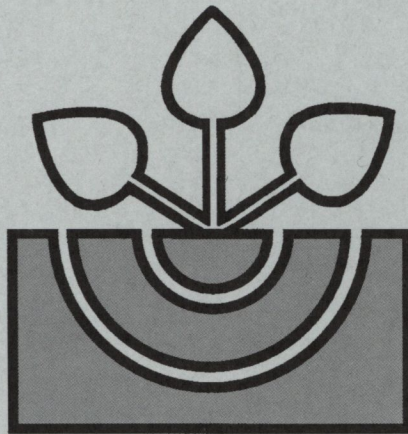


MITTEILUNGEN

der

DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT



Band 96

Heft 2

2001

ISSN – 0343-1071

Schriftleitung: P. Hugenroth, Oldenburg

Alex

Unredigierte Mitgliederinformation

Beiträge in ausschließlich wissenschaftlicher Verantwortung der jeweiligen
Autoren

MITTEILUNGEN
DER
DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN
GESELLSCHAFT

REFERATE

Bodenkundlicher Kongress der
Deutschen und der Österreichischen
Bodenkundlichen Gesellschaft
01. bis 09. September 2001 in Wien

Band 96

Heft 2

2001

Die Desorption feldfrischer Bodenproben zur Gewinnung der Bodenlösung: Vergleich mit Lysimeterlösungen

S. Augustin* und E.E. Hildebrand**

Einleitung

Die Bodenlösung ist eine wichtige Schnittstelle zwischen Boden und Pflanze und das Transportmedium für gelöste Substanzen. Trotz dieser zentralen Stellung der Bodenlösung in Stoffkreisläufen terrestrischer Ökosysteme gibt es bislang keine allgemein anerkannte Methode zur Bodenlösungsgewinnung. Die gebräuchlichste *Feldmethode* ist die Tensions-Lysimetrie, d.h. mit Unterdruck, der unterhalb des Entwässerungsdruckes eines porösen Materials liegt, wird die wenig gespannte Bodenlösung gewonnen. Das einbezogene Bodenvolumen hängt somit von der Bodenfeuchte ab, darüber hinaus kann das poröse Material ein Filter für organische Verbindungen oder Spurenelemente sein. Ein weiterer Nachteil ist, daß die Saugkerzen stationär sind, so daß eine nicht-repräsentative Auswahl des Ortes zu nicht-repräsentativen Ergebnissen führt. Dies kann für strukturierte, heterogene Waldbestände ein nahezu unüberwindbares Problem darstellen, dem nur durch eine unrealistisch hohe Anzahl von Wiederholungen begegnet werden könnte.

Vor diesem Hintergrund entwickelten wir eine Methode, die (i) im Feld relativ einfach zu handhaben ist, mit der (ii) wasserlösliche Ionen in hoher räumlicher Auflösung ermittelt werden können und (iii) die mit möglichst geringen Veränderungen derjenigen die Parameter auskommt, welche die Zusammensetzung der Bodenlösung kontrollieren. D.h. Verdünnungs- oder Konzentrationseffekte werden ausgeschlossen.

Material und Methoden

Gewinnung der Desorptionslösung: Bodenproben werden mit einem Bohrstock entnommen, 10-20g feldfrischen Bodens werden in einer Druckkammer bei 1700 hPa (pF 3.2) desorbiert, dabei dient ein Cellulose-Membranfilter ($\varnothing < 0,45\mu\text{m}$) als kapillare Brücke zwischen dem Kammerinneren und dem Auslaß. Die Desorption erfolgt bei 4°C, in 24 - 36 Std. können - je nach Bodenfeuchte - bis zu 1,5 ml Bodenlösung gewonnen werden. 0,72 ml Bodenlösung sind für die Analyse aller bilanzrelevanten Kat- und Anionen ausreichend. Die Methode ist bei Blattner et al. (2000) beschrieben. kurzzeitigen Lagerung bei 4°C auf die Konzentrationen von Kationen und Anionen getestet. Es stellte

Da die Proben nicht immer am Tag der Probenahme verarbeitet werden können, wurde die Wirkung einer sich heraus, daß selbst beim „bebrütungsempfindlichsten“ Anion, dem Nitrat, keine signifikanten Änderungen auftraten (Abb. 1).

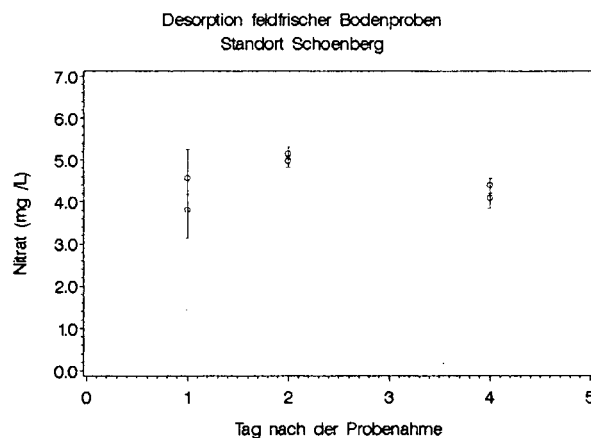


Abb. 1: Nitrat in der Desorptionslösung feldfrischer Bodenproben (20 cm, Probenahme Anfang Mai) nach unterschiedlicher Lagerung bei 4 °C (n=3).

Standort: Im Rahmen des SFB 433 „Buchen-dominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung,“ wurde auf den Versuchsfeldern auf der Schwäbischen Alb die Bodenlösung sowohl mittels Lysimetrie als auch durch Desorption feldfrischer Bodenproben gewonnen. Die Lysimeter-Meßfelder wurden der Bestandessituation entsprechend eingerichtet, d.h. im Stammfußbereich, unter Kronenschirm und in einer Bestandeslücke. Die Proben für die Desorptionslösung wurden der gleichen Tiefe entnommen, in der die Lysimeter installiert waren (20 cm). Der Bodentyp ist eine Rendzina aus Malm-Kalken.

Ergebnisse

Die *Kalium*-Konzentrationen in der Lysimeter- und der Desorptionslösung (D-Lösungen), dargestellt in Relation zur Kronensituation (Abb. 2), zeigen in den niedrigen Konzentrationsbereichen (bis ca. 0,4 mg/L) tendenziell höhere K-Konzentrationen in den D-Lösungen. Die entgegengesetzte Abweichung bei höheren K-Konzentrationen im Lysimeterwasser kann auf gleichgewichtsfern fließende Bodenlösung aus schnell dränenden Makroporen bei Starkregenereignissen zurückgeführt werden. Der beprobte, stark strukturierte Ah-Horizont hat ein ausgesprochen duales Porensystem (Inter- und Intra-Aggregatporen), welches den gleichgewichtsfernen Transport des mit dem Stammablauf ausgewaschenen Kaliums im Inter-Aggregat-Porenraum begünstigt. Weitere Versuche werden zeigen, ob die Diskrepanz zwischen der

* Bundesforschungsanstalt f. Forst- und Holzwirtschaft, Institut f. Waldökologie u. Walderfassung, 16225 Eberswalde, A.-Möllerstr. 1

** Universität Freiburg, Institut f. Bodenkunde u. Waldernährungslehre, 79085 Freiburg, Bertoldstr. 17

K-Konzentration in Lysimeterlösungen und in Desorptionslösungen zur Quantifizierung des „preferential flow“ herangezogen werden kann.

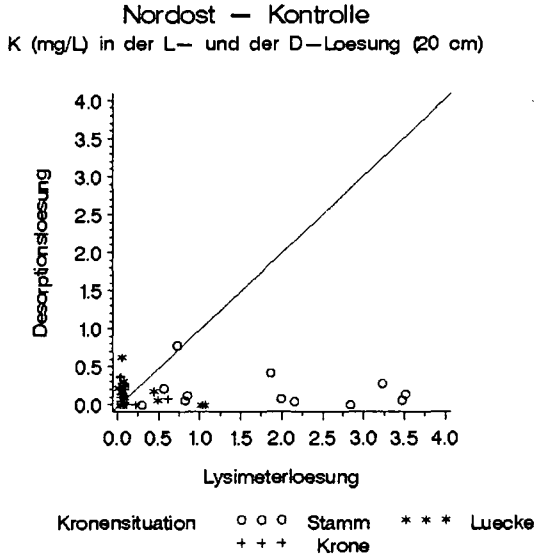


Abb. 2: Standort Tuttlingen, Nordosthang: K-Konzentrationen in der D- und in der Lysimeterlösung (20 cm).

In Abb. 3 ist am Beispiel des *Magnesiums* sichtbar, daß - wie auch beim Kalium - auf niedrigem Konzentrationsniveau - die größere Gleichgewichtsnähe der Desorptionslösung i.d.R. zu höheren Konzentrationen führt als in der gleichgewichtsfernen Lysimeterlösung. Der Abstand der Punkte von der 1:1-Linie drückt offensichtlich zeitabhängige Ereignisse aus, die aufgrund der trägeren Reaktion der gleichgewichtsfernen Lysimeterlösung nicht nachgezeichnet werden. Wir wollen in Zukunft diese Hypothese durch die Mitberücksichtigung des Bodenwasserstatus zum Entnahmezeitpunkt überprüfen.

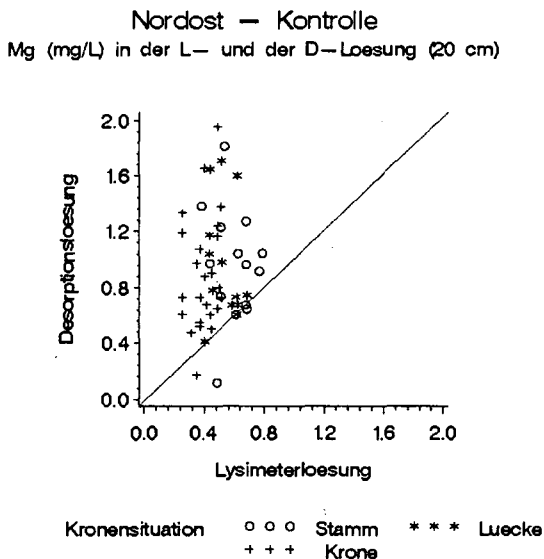


Abb. 3: Standort Tuttlingen, Nordosthang: Mg-Konzentrationen in der D- und der Lysimeterlösung (20 cm).

Nitrat zeigt ein dem Magnesium analoges Verhalten (Abb. 4). Nachdem eine Inkubation durch die Aufbewahrung der Bodenprobe bei 4 °C wenig wahrscheinlich ist (vgl. Abb. 1), sind höhere Nitratgehalte in der Desorptionslösung - wie bei Mg - eher auf ihre größere Gleichgewichtsnähe im Vergleich zur Lysimeterlösung zurückzuführen.

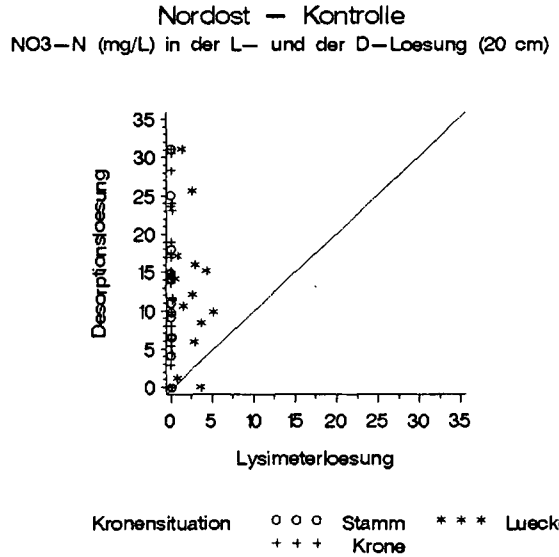


Abb. 4: Standort Tuttlingen, Nordosthang: Nitrat-Konzentrationen in der D- und der Lysimeterlösung (20 cm).

Hinzu kommt, daß die Aktivität der Nitrifizierer an diesem Standort extrem hoch ist (Heidenfelder, pers. Mittlg. 2000), ohne daß sich dieses in entsprechenden Nitratgehalten in den Lysimeterlösungen widerspiegeln würde. Die Werte der D-Lösungen scheinen eher mit der mikrobiellen Aktivität zu korrespondieren.

Fazit

Aus diesen Ergebnissen folgt generell, daß die Zusammensetzung der Bodenlösung stark abhängt von der Art der Lösungsgewinnung. Es scheint so, daß bei der Kaliumkonzentration ein großer Teil der Variabilität von Lysimeterlösungen in Böden mit deutlich dualem Porensystem auf unterschiedliche Gleichgewichtsnähe zu verschiedenen Entnahmezeitpunkten zurückgeführt werden kann. Damit ist die bislang meist stillschweigend unterstellte Eigenschaft der Lysimeterlösung als „wahre“ Bodenlösung fraglich.

Literatur

Blattner, M.S., S. Augustin, H. Schack-Kirchner & E.E.Hildebrand. 2000. The desorption solution – an alternative approach to measure water soluble ions in soil. J. Plant Nutr. Soil Sci. 163: 583-587

POTENTIALE DES ZWISCHENFRUCHTANBAUES AM BEISPIEL DER STICKSTOFFDYNAMIK IM LYSIMETERVERSUCH

Karin Elisabeth Böhm* & Johannes Hösch*

1. EINLEITUNG

Der Zwischenfruchtanbau als Instrument der Stoffkonservierung ist unbestritten, bezüglich der geeigneten Anbau- und Umbruchtermine gibt es jedoch häufig Diskussionen. Zwei triftige Gründe gaben den Anlass, ein Forschungsprojekt am Standort des BFL (Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft) zu diesem Thema durchzuführen.

Zum einen das ÖPUL-Programm (Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft) und zum anderen die seit 22.12.2000 gültige EU-Wasserrahmenrichtlinie die eine Grundwassersanierung (GW: NO₃ 50 mg.l⁻¹) innerhalb der nächsten 15 Jahre vorsieht.

2. MATERIAL UND METHODE

2.1 Lysimeteranlage

Die Lysimeteranlage des BFL besteht aus 18 gestört befüllten Lysimetern mit drei unterschiedlichen Bodentypen in 6-facher Wiederholung. Die drei "Lysimeterböden" (Sandiger Tschernosem/FAO: Calcaric Phaeozem, IS-S/gKi; Feuchtschwarzerde/FAO: Gleyic Phaeozem, L-sU; Tiefgründiger Tschernosem/FAO: Calcic Chernozem, IU-sU) stammen aus dem Marchfeld in Niederösterreich einem intensiv genutzten Ackerbaugbiet in dem der europaweit gültige Nitratgrenzwert von 50 mg/l im Grundwasser häufig überschritten wird.

Mit Hilfe der technischen Ausstattung der Lysimeteranlage des BFL (BÖHM et al. 1997) war es möglich die Stickstoffausträge während der Versuchsjahre 1998/1999 und 1999/2000 zu erheben.

2.2 Versuchsaufstellung

Für den Versuch wurden alle 18 Lysimeter herangezogen. Der Zwischenfruchtanbau und alle weiteren Bewirtschaftungsmaßnahmen erfolgten unabhängig vom Bodentyp. Die Varianten unterschieden sich lediglich durch die unterschiedlichen Anbau- und Umbruchtermine der Zwischenfrucht (ZF).

	Versuchsjahr 98/99		Versuchsjahr 99/00	
	Anbau	Umbruch	Anbau	Umbruch
Frühe ZF	13.08.98	01.12.98	19.08.99	02.12.99
Späte ZF	10.09.98	03.03.99	06.09.99	03.03.00

Als Zwischenfrucht wurde in beiden Versuchsjahren der winterharte Chinakohl-Rübsenbastard PERKO angebaut. Im Versuchsjahr 1998/1999 (24.07.98-21.07.99) wurde Sommerweizen (SWE) und im Versuchsjahr 1999/2000 (22.07.99-30.06.00) Sommergerste (SG) angebaut. Stroh und Korn der jeweiligen Hauptfrucht wurde entzogen, die Biomasse der Zwischenfrucht wurde auf den jeweiligen Lysimeterflächen belassen. Das Düngeregime erfolgte kulturartenspezifisch. Die Sickerwasserprobenahme (SW) erfolgte 14-tägig.

3. ERGEBNISSE

3.1 Niederschlag

Die beiden Versuchsjahre 1998/1999 und 1999/2000 unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Niederschlagshäufigkeit und -menge beträchtlich und stellen klimatische Extremsituationen der Region dar. Die Niederschlagsintensitäten in den Sommerquartalen 1998 und 1999 lagen bei 52% bzw. 36% der jeweiligen Jahresgesamtniederschläge. Zwischen frühem und spätem ZF Anbau fielen im 1. Versuchsjahr 91 mm und im 2. Versuchsjahr 43 mm Niederschlag.

* Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft
Institut für Agrarökologie, Abteilung Pflanzenernährung
Spargelfeldstr. 191, A-1226 Wien, Österreich
e-mail: kboehm@bfl.at
jhoesch@bfl.at

3.2 Stickstoffdynamik

3.2.1 Sandiger Tschernosem

Die Kornerträge (KE SWE) und Stickstoffentzüge (N EE) von Sommerweizen lagen im niederschlagsreichen Versuchsjahr 1998/1999 beim frühen (FZF) und beim späten (SZF) Zwischenfruchtanbau auf ähnlichem Niveau. Dagegen wurde beim FZF knapp doppelt so viel Stickstoff ($44 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) konserviert als beim SZF. Der Nitratstickstoffaustrag über das Sickerwasser ($\text{NO}_3\text{-N SW}$) war beim SZF mehr als dreimal ($32 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) so hoch als beim FZF und das Verhältnis von Sickerwasseranfall zu Jahresgesamtniederschlag ($\% \text{SW/NS}$) lag beim SZF um 10% höher als beim FZF. Im niederschlagsarmen Versuchsjahr 1999/2000 unterschieden sich der FZF und SZF in den gegenübergestellten Parametern nicht wesentlich. Es wurde jedoch beobachtet, dass eine etwas höhere N ZF beim FZF geringfügig zulasten des NEE ging. Die Wirkung auf den Kornertrag bei Sommergerste (KE SG) war mit einer Differenz von $3 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ jedoch marginal. Durch den FZF war der $\text{NO}_3\text{-N SW}$ um $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ geringer als beim SZF.

3.2.2 Tiefgründiger Tschernosem

Beim Tiefgründigen Tschernosem, einem Boden mit guter Wasserhaltefähigkeit kam es im Versuchsjahr 1998/1999 durch den FZF zu keinem Sickerwasseranfall und somit auch zu keinem $\text{NO}_3\text{-N SW}$. Beim SZF wurden dagegen $18 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ Nitratstickstoff in das Grundwasser ausgetragen. Insgesamt zeigten entgegen den Erwartungen die Bestände von ZF und SWE beim SZF eine etwas höhere Wüchsigkeit als beim FZF.

Im Versuchsjahr 1999/2000 kam es weder beim FZF noch beim SZF zu einem Sickerwasseranfall und daher auch zu keinen $\text{NO}_3\text{-N SW}$. Die N ZF war beim FZF um etwa $10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ höher und wirkte sich mit etwas niedrigerem N EE und KE SG ($-9 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$) aus.

3.2.3 Feuchtschwarzerde

Die tonreiche Feuchtschwarzerde (28% Tonanteil, hohe Wasserhaltefähigkeit) hat am Standort im Gelände Kontakt zum Grundwasser. Anhand der kontinuierlich aufgezeichneten Wassergehaltsdaten und der Wasserspannungsdaten war ersichtlich, dass weder im Versuchsjahr 1998/1999 noch im Versuchsjahr 1999/2000 die

Wasserhaltefähigkeit der Feuchtschwarzerde überschritten wurde und daher auch kein Stoffaustrag in das Grundwasser stattgefunden hat.

Im Versuchsjahr 1998/1999 lag die N ZF beim FZF mit $283 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ knapp dreimal so hoch als beim SZF. Der KE SWE und N EE lag unabhängig vom ZF-Anbautermin in ähnlicher Höhe.

Im niederschlagsarmen Versuchsjahr 1999/2000 unterschieden sich der FZF und SZF lediglich durch etwas höhere N ZF ($+23 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) beim FZF, der KE SG und N EE lagen auf ähnlichem Niveau.

4. ZUSAMMENFASSUNG

Der Lysimeterversuch am BFL von 1998-2000 zeigte, dass im gemäßigt kontinentalen Klima beim Bodentyp Tschernosem und Feuchtschwarzerde durch die Variation des Anbautermins der Zwischenfrüchte folgende Effekte beim Stickstoffaustrag in das Grundwasser auftraten:

- ➔ In niederschlagsreichen Jahren mit feuchten Sommern kann bei austragsgefährdeten Böden durch die frühe Konservierung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs in der Zwischenfrucht bei gleichzeitigem Verbrauch von Bodenwasser der Stickstoffverlust in das Grundwasser maßgeblich reduziert werden.
- ➔ Bei Böden mit mittlerer bis hoher Wasserhaltefähigkeit und geringem zu erwartenden Sickerwasseranfall auch in niederschlagsreichen Jahren, kann das Potential der Stickstoffkonservierung durch den frühen Zwischenfruchtanbau zum Zweck des Grundwasserschutzes nicht in vollem Umfang ausgeschöpft werden.

5. LITERATUR

BÖHM, K., J. HÖSCH und M. DACHLER (1997): Lysimeteranlage Hirschstetten/Wien – Konzeption – Aufgaben – Ziele. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 85, 843-846.

Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffgesamteintrages in das System Boden/Pflanze an vier Standorten in Sachsen-Anhalt *

F. Böhme ¹, R. Russow ¹

Einleitung

Stickstoff ist ein essentielles Element der belebten Natur, der sich jedoch zu einem Problemstoff entwickelt hat. Eine besondere Rolle spielen dabei die atmogenen Stickstoffverbindungen, da sie sich unkontrolliert verteilen und weit von ihrer Quelle entfernt in Boden und Pflanzen eingetragen werden können und somit zu einer Verschiebung im Nährstoffhaushalt terrestrischer und aquatischer Ökosysteme beitragen. Schon heute kommt es durch den übermäßigen N-Eintrag (z.B. durch Düngung, Straßenverkehr etc.) zu einer Beeinträchtigung der Wasser- und Luftqualität, was sich zukünftig, bei Beibehaltung des Status Quo, noch verstärken wird. Über die Höhe des atmogenen Stickstoffeintrages je Fläche sowie dessen Verteilung in Deutschland herrscht aktuell noch große Unsicherheit und hoher Forschungsbedarf. So kann deutschlandweit unter Berücksichtigung der N-Emissionen und des Ex- und Imports von Stickstoff über die Atmosphäre rein rechnerisch eine durchschnittliche Deposition von $45 \text{ kg/ha} \times a$ ermittelt werden. In der Praxis stellte jedoch bisher die Quantifizierung der realen atmogenen N-Einträge ein Problem dar. Herkömmliche Messungen durch Wet Only- und Bulk-Sammler liefern Werte von nur ca. $30 \text{ kg/ha} \times a$, da diese lediglich den mineralischen Stickstoff in der nassen und partikulären Deposition erfassen. Zur exakten Bestimmung des gesamten atmogenen N-Eintrages in das System Boden/Pflanze wurde daher das ITNI-Meßsystem (ITNI = Integral Total Nitrogen Input) entwickelt.

Im Rahmen eines vom Land Sachsen-Anhalt geförderten Projektes wurden mit Hilfe des ITNI-Meßsystems die atmosphärischen N-Gesamteinträge in das System Boden/Pflanze an vier Standorten in Sachsen-Anhalt erfaßt und quantifiziert. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sollen im folgenden vorgestellt werden.

Material und Methoden

Mit dem verwendeten ITNI-System erfolgt die direkte Bestimmung des gesamten Stickstoffeintrages aus der Atmosphäre. Es erfaßt neben der Bulk-N-Deposition auch den gasförmigen N-Eintrag und den direkt von der Pflanze aufgenommenen Stickstoff. Das Meßsystem basiert auf der ¹⁵N-Isotopenverdünnungsmethode.

Hierbei wird das System Boden/Pflanze zu Beginn des Experimentes ¹⁵N markiert. Der aus der Atmosphäre eingetragene Stickstoff führt zu einer Verdünnung des Tracers, auf dessen Grundlage die eingetragene Stickstoffmenge berechnet wird [vgl. Russow & Weigel 2000].

Wie aus Abbildung 1 ersichtlich, besteht das ITNI-System aus 4 Grundkomponenten. Über eine zeitgesteuerte Schlauchpumpe (2) wird aus dem Nährlösungspuffer-Behälter (3) die Nährlösung auf das Vegetationsgefäß (1) gepumpt. Die auf Quarzsand wachsenden Pflanzen können dort die Nährstoffe aufnehmen. Überschüssige Nährlösung und anfallendes Regenwasser werden zurück in den Behälter geleitet. Damit entsteht ein Nährstoffkreislauf, bei dem nur an der Oberfläche des Vegetationsgefäßes ($0,038 \text{ m}^2$) und den Pflanzen ein Stickstoffeintrag erfolgen kann. Um N-Verluste durch anaerobe Bedingungen im Nährlösungspuffer-Behälter auszuschließen, wird dieser belüftet. Hierzu wird über eine Membranpumpe Umgebungsluft angesaugt. Diese Luft wird durch einen Aktivkohlefilter geleitet, um N-haltige Bestandteile, wie z.B. Stickoxide und Ammoniak, zu binden. Anschließend wird die gereinigte Luft in den Behälter eingeleitet.

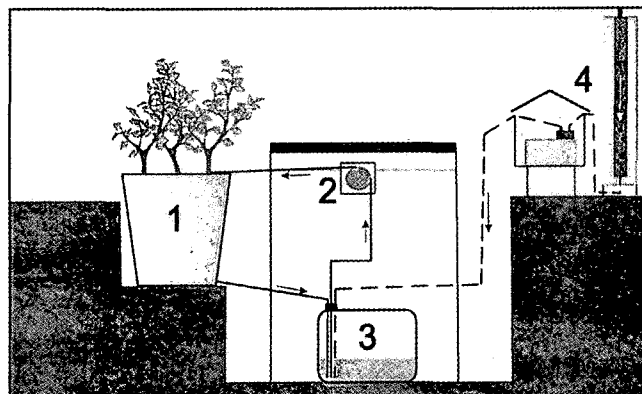


Abb. 1: Prinzipskizze des ITNI-Meßsystems;

1 – Vegetationsgefäß, 2 – Schlauchpumpe, 3 – Nährlösungspuffer-Behälter, 4 – Belüftungssystem mit Pumpe und Aktivkohlefilter
— Nährlösungskreislauf; - - - Belüftung

Als Monitorpflanzen für das ITNI-Meßsystem wurden die Nutzpflanzen Mais und Winterroggen gewählt. Die Vegetationszeit von Mais im ITNI-Meßsystem betrug 4 Monate (05/1999 bis 08/1999) und von Winterroggen 8 Monate (09/1999 bis 04/1999), so daß der atmosphärische N-Gesamteintrag eines kompletten Kalenderjahres erfaßt werden konnte.

¹ UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH; Sektion Bodenforschung; Theodor-Lieser-Straße 4, 06120 Halle/Saale; Fax: 0345/5585449; E-Mail: boehme@bdf.ufz.de bzw. russow@bdf.ufz.de

* gefördert durch: Kultusministerium Sachsen-Anhalt; FKZ 2853A/0028G

Die in vierfacher Wiederholung angelegten Experimente wurden nach Ablauf der oben genannten Vegetationszeiten geerntet. Anschließend erfolgte die Analyse des N_t- und ¹⁵N-Gehaltes in der Sand-, Nährlösungs- und Pflanzenfraktion, auf deren Basis die eingetragene Stickstoffgesamtmenge berechnet wurde.

Das ITNI-Meßsystem wurde an vier Standorten in Sachsen-Anhalt aufgestellt. Die Standorte Bad Lauchstädt und Etzdorf lagen auf der Querfurter Platte innerhalb des Mitteldeutschen Trockengebietes. Weitere Standorte waren das Dorf Siptenfelde im Harz und der Ort Falkenberg bei Seehausen in der Altmark.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Meßperiode Mai 1999 bis April 2000 sind in Abbildung 2 dargestellt.

Ersichtlich ist, daß die mittels ITNI-System gemessenen atmosphärischen Stickstoffeinträge an allen vier Standorten deutlich über der durchschnittlichen Bulk-N-Deposition (BD) des Standortes Bad Lauchstädt liegen.

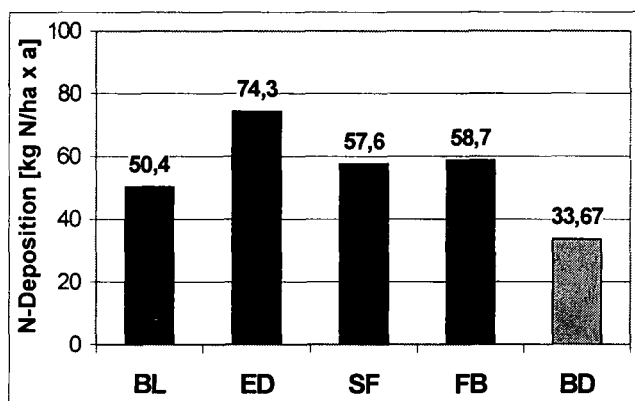


Abb. 2: Atmosphärische Stickstoffdeposition an den Standorten Bad Lauchstädt (BL), Etzdorf (ED), Siptenfelde (SF) und Falkenberg (FB) im Zeitraum Mai 1999 – April 2000 sowie durchschnittliche Bulk-N-Deposition (BD) am Standort Bad Lauchstädt

Daß es sich dabei um repräsentative Werte handelt, zeigen die in Tabelle 1 zusammengestellten Depositionswerte für den Zeitraum 1994 bis 1999 vom Standort Bad Lauchstädt.

Tab. 1: Stickstoffdeposition von 1994 bis 1999 am Standort Bad Lauchstädt

Jahr	Stickstoffdeposition [kg N/ha x a]	SD
1994	62	8,0
1995	65	5,0
1996	73	14,0
1997*	80	21,0
1998	65	9,0
1999	45,6	6,0

* kein geschlossener Datensatz

Auch hier lagen die durch das ITNI-Meßsystem ermittelten N-Einträge wesentlich über der bisher für den Mitteldeutschen Raum angenommenen N-Deposition von 30 - 35 kg N/ha x a.

Für den Standort Bad Lauchstädt ergibt sich somit von 1994 bis zum Jahr 2000 ein atmosphärischer Stickstoffeintrag von 63 ± 12 kg N/ha x a. Daß die durch das ITNI-System gemessenen Stickstoffdepositionswerte deutlich über den durchschnittlichen Werten von Wet Only- und Bulk-Sammlern liegen ist darin begründet, daß letztere nicht die gasförmige Deposition und die direkte N-Aufnahme miteinfassen.

Neben der direkten Quantifizierung des atmosphärischen Stickstoffgesamteintrages mittels des ITNI-Meßsystems konnten auch indirekt durch N-Bilanzen von Dauerfeldversuchen die ermittelten Größen der N-Depositionen bestätigt werden (z.B. Standort Bad Lauchstädt: 50 - 60 kg N/ha x a).

Der Wert des atmosphärischen Stickstoffeintrages ist einerseits standortbedingt (z.B. Niederschlagsmenge, anthropogene Einflüsse), andererseits zeigte sich auch in ersten Untersuchungen, daß die Art der Pflanze (Blattfläche) und deren Entwicklung die Höhe der gemessenen Stickstoffdeposition beeinflusst. Um konkrete Aussagen hierzu treffen zu können, sind jedoch noch weitere Untersuchungen notwendig.

Schlußfolgerung

Anhand der durch das ITNI-System gemessenen und indirekt aus N-Bilanzen berechneten Werte zur Höhe der atmosphärischen N-Deposition läßt sich schlußfolgern, daß diese bisher unterschätzt wurde.

Die aus den Untersuchungen erhaltenen Ergebnisse sollten in der Zukunft durch deutschlandweite Messungen validiert und bei Bemessungen der Düngergaben für landwirtschaftliche Kulturen berücksichtigt werden.

Für naturnahe Ökosysteme stellt die Größe des atmosphärischen Gesamt-N-Eintrages eine Belastung sowie Gefährdung dar.

Hinsichtlich des Einflusses von Pflanzen auf die Stickstoffdeposition sollte das ITNI-Meßsystem zukünftig evaluiert werden.

Literatur

Russow, R., Weigel, A. (2000): Atmosphärischer N-Eintrag in Boden und Pflanze am Standort Bad Lauchstädt: Ergebnisse aus ¹⁵N-gestützten Direktmessungen (ITNI-System) im Vergleich zur indirekten Quantifizierung aus N-Bilanzen des Statischen Dauerdüngungsversuches. Arch. Acker- Pfl. Boden, 45, 399-416.

Einfluß der Zwergstrauchverheidung auf den bodenchemischen Stoffzustand der Gebirgsböden

A. BOHNER

1. Einleitung

Auf Grund der aktuellen sozioökonomischen Rahmenbedingungen werden in Österreich gut erreichbare, leicht zu bewirtschaftende Almflächen zunehmend intensiver, schlecht erreichbare hingegen extensiver oder nicht mehr bewirtschaftet. Im Falle einer Bewirtschaftungsaufgabe breiten sich auf N-ärmeren Böden sehr häufig Zwergsträucher aus; unterhalb der natürlichen Waldgrenze wird die Rasenvegetation allmählich durch eine Zwergstrauchheide ersetzt. Das Ziel dieser Arbeit ist es nun, die Auswirkungen einer Zwergstrauchverheidung auf den bodenchemischen Stoffzustand der Gebirgsböden zu dokumentieren.

2. Material und Methoden

Der Boden einer extensiv beweideten Almfläche (Bürstlingsrasen) wurde mit dem Boden einer unmittelbar angrenzenden, seit langem nicht mehr bewirtschafteten Zwergstrauchheide (Besenheide-Alpen-Wacholder-Zwergstrauchheide) verglichen. Nachdem sich die Vergleichsstandorte nur in der Art der Bewirtschaftung unterscheiden, können Differenzen hinsichtlich des bodenchemischen Stoffzustandes auf die Bewirtschaftungsaufgabe und Vegetationsveränderung zurückgeführt werden. Weil die größten Veränderungen im Oberboden zu erwarten sind und in Gebirgsböden 80 bis 95 % der unterirdischen Phytomasse auf die Tiefenstufe 0-10 cm entfallen, wurden die Bodenproben einheitlich aus der Tiefenstufe 5-10 cm (jeweils A-Horizont) entnommen.

Vom feldfrischen Bodenmaterial wurde nach der SOLAR-Methode eine Boden-Sättigungslösung gewonnen (Wasserzusatz bis zur Fließgrenze). Die Elementbestimmung erfolgte mit ICP und Ionenchromatographie. C_{tot} , N_{tot} und S_{tot} wurden von wurzelfreiem Bodenmaterial mittels Elementaranalysator bestimmt. Die Reduktionskapazität wurde durch Rücktitration zugeführter und nicht verbrauchter Oxidationsäquivalente ermittelt. Der Wassergehalt wurde gravimetrisch, der pH-Wert elektrometrisch und die elektrische Leitfähigkeit konduktometrisch bestimmt.

Der Vergleichsstandort befindet sich im Mirnockgebiet (Kärnten, Österreich) in 1825 m Seehöhe auf einem rund 10° geneigten Südosthang. Die Böden sind tiefgründige solodige Braunerden aus Zweiglimmerschiefer. Die Humusform ist mullartiger Moder, die Bodenart lehmiger Sand.

3. Ergebnisse

Eine Zwergstrauchverheidung führt zu charakteristischen Zustandsänderungen im Boden. Der Humusgehalt nimmt im Oberboden auf Grund der größeren Bestandesabfälle und wegen des gehemmten Abbaues zu (Tabelle 1). Mit der Humusanreicherung ist eine Erhöhung der Wasserspeicherkapazität des Bodens verbunden. Auf Grund der Anlieferung schwer abbaubarer, N-ärmer Bestandesabfälle und we-

Tabelle 1: Humus-Kennwerte, Wassergehalt, Reduktionskapazität und Humusstabilität

	% C_{org}	C/N_{tot}	C/S_{tot}	N/S_{tot}	Gew % Wg	mg/l C	% Hust
Weide	11,23	17,55	187,17	10,67	239	64	0,13
Zwstrh	12,85	20,40	183,57	9,00	288	69	0,16

Zwstrh = Zwergstrauchheide; Wg = Wassergehalt an der Fließgrenze, Hust = Humusstabilität

gen der geringeren Mineralisierungsrate infolge niedrigerer Bodentemperatur erweitert sich das C/N_{tot} -Verhältnis im Oberboden. Das größere C/N- und kleinere N/S-Verhältnis weisen auf eine Anreicherung von N-armem Humus unter Zwergstrauchheiden hin. Der Stickstoff liegt in beiden Böden beinahe zu 100 % als N_{org} vor; dies ist typisch für nährstoffarme Gebirgsböden. Das relativ weite C/N-Verhältnis, das relativ enge N/S-Verhältnis, die gehemmte N-Mineralisation (kein NO_3^- - und NH_4^- -N in der Boden-Sättigungslösung zum Zeitpunkt der Probennahme, Tabelle 2,3) und die sehr niedrige Nitratreduktaseaktivität der Zwergsträucher (BOHNER, i. Vorb.) sind ein Zeichen für ein N-armes Zwergstrauchheide-Ökosystem. Durch Zwergstrauchverheidung nimmt die Humusstabilität (C in der Boden-Sättigungslösung in % von C_{org}) ab; die Boden-Sättigungslösung reichert sich mit gelöster organischer Substanz an.

Durch Zwergstrauchverheidung versauert die Boden-Sättigungslösung und sie verarmt an mineralischen Kationenbasen (Σi_+) sowie mineralischen Anionen (Σi_-), s. Tabelle 2, 3; außerdem vermindert sich die elektrische Leitfähigkeit und Ionenstärke (0,76 versus 0,47 mmol/l). Der Kationenüberschuß in beiden Böden wird in erster Linie durch organische Anionen ausgeglichen. Die vergleichsweise geringere Differenz zwischen den Kationen- und Anionenäquivalenten und der höhere Gehalt an gelöstem C weisen darauf hin, daß die funktionellen Gruppen der gelösten organischen Substanz im „Zwergstrauchheideboden“ wegen des höheren Aciditätsgrades bereits stärker protoniert sind. Auf Grund des größeren Protonen-Wettbewerbs um

Tabelle 2: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung

	pH	$\mu S/cm$ eL	$i, \mu val/l$					Σi_+
			Ca	Mg	K	NH_4	Na	
Weide abs.	4,15	75	349	58	44	14	35	500
Weide %			69,9	11,5	8,7	2,9	7,0	100
Zwstrh abs.	3,93	71	185	33	38	0	17	273
Zwstrh %			67,6	12,0	14,0	0,0	6,4	100

Tabelle 3: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung

	$i, \mu val/l$					$\mu val/l$ $\Sigma i_+ - \Sigma i_-$	$\mu mol/l$ Si
	H_2PO_4	SO_4	NO_3	Cl	Σi_+		
Weide abs.	61	125	0	28	214	286	38,5
Weide %	28,4	58,4	0	13,2	100		
Zwstrh abs.	16	62	0	54	132	141	41,3
Zwstrh %	12,0	47,2	0	40,8	100		

Tabelle 4: Kennwerte der Boden-Sättigungslösung

	µmol/l				µmol/l			
	Al	Fe	Mn	Σ s	MAK	MIKNÜ	MEBS	Σ
Weide abs.	19,6	3,9	0,5	24,0	384	111	20	515
Weide %	81,4	16,3	2,3	100,0	74,6	21,6	3,8	100,0
Zwstrh abs.	11,9	3,4	0,4	15,7	194	124	12	330
Zwstrh %	75,9	21,8	2,3	100,0	58,9	37,5	3,6	100,0

MAK = Σ NO₃-N, NH₄-N, P, S, Ca, Mg, K; MIKNÜ = Σ Fe, Mn, Zn, Cu, B, Mo, Cl, Ni, Na, Si, Co, V, Cr; MEBS = Σ Al, As, Cd, Pb

Komplexierungsplätze an der gelösten organischen Substanz ist mit einer reduzierten Metallkomplexierung im stärker versauerten „Zwergstrauchheideboden“ zu rechnen; dabei dürfte Al relativ stärker als Fe von den Komplexierungsplätzen verdrängt bzw. an der Komplexbildung gehindert werden. Dies dürfte auch der Hauptgrund für das vergleichsweise weitere C/Al- und C/(Al+Fe)-Mol-Verhältnis sowie für das vergleichsweise engere Al/Fe-Mol-Verhältnis in der Boden-Sättigungslösung des „Zwergstrauchheidebodens“ sein (Tabelle 6). Mit der Säure-induzierten Verminderung der Komplexierungskapazität der gelösten organischen Substanz und der daraus resultierenden erhöhten Aktivität von potentiell phytotoxischen monomeren Al³⁺-Ionen in der Boden-Sättigungslösung ist ein gravierender Pflanzenstreß am Zwergstrauchheide-Standort verbunden.

Der niedrige pH-Wert und der relativ hohe Gehalt an gelöster organischer Substanz bewirken insbesondere im stark versauerten „Zwergstrauchheideboden“ eine intensive Verwitterung des Zweiglimmerschiefers. Aus dem Biotit und Muskovit werden vor allem durch Säureangriff verstärkt Fe, Al, Si, Mg und K freigesetzt. Das K reichert sich wegen seiner geringen Bindungsstärke an Humus-Austauschplätzen bevorzugt in der Boden-Sättigungslösung an. Im „Zwergstrauchheideboden“ beträgt daher der K-Anteil an der Äquivalentsumme mineralischer Kationenbasen (Σ i) 14 % und die K-Konzentration ist deutlich größer als die Mg-Konzentration (Tabelle 2). Das durch intensive Biotit-Verwitterung verstärkt freigesetzte Mg wird im „Zwergstrauchheideboden“ wegen seiner im Vergleich zu K viel größeren Bindungsstärke an Humus-Austauschplätzen bevorzugt am Sorptionskomplex gebunden (BOHNER, i. Vorb.). Das durch intensive Silicatverwitterung und -zerstörung freigesetzte Si reichert sich wegen der geringen Si-Adsorption in erster Linie in der Boden-Sättigungslösung an.

Der hohe Humusgehalt und die noch relativ hohe Basensättigung (BOHNER, i. Vorb.) sind hauptverantwortlich für die relativ niedrige Al-Konzentration in der Boden-Sättigungslösung beider Böden (Tabelle 4). Die vergleichsweise niedrigere Al-Konzentration in der Boden-Sättigungslösung des „Zwergstrauchheidebodens“ läßt sich am plausibelsten mit dem höheren Humusgehalt erklären. Das

Tabelle 5: Mol-Verhältniszahlen

	Mol-Verhältnisse in der Boden-Sättigungslösung						
	MAK/MIKNÜ	MAK/MEBS	MIKNÜ/MEBS	Ca/Al	Mg/Al	Ca/H	Mg/H
Weide	3,5	19,2	5,6	8,9	1,5	2,5	0,4
Zwstrh	1,6	16,2	10,3	7,8	1,4	0,8	0,1

Tabelle 6: Mol-Verhältniszahlen

	Mol-Verhältnisse in der Boden-Sättigungslösung					
	Ca/K	Mg/K	Ca/Mg	C/Al	C/(Al+Fe)	Al/Fe
Weide	4,0	0,7	6,1	270	226	4,9
Zwstrh	2,4	0,4	5,6	479	373	3,4

durch Mineralverwitterung freigesetzte Al wird im „Zwergstrauchheideboden“ wegen des höheren Humusgehaltes in stärkerem Maße von der organischen Bodenfestphase komplex gebunden und somit aus der Lösungsphase entfernt (BOHNER, i. Vorb.). Der Humus hat somit eine große Bedeutung für die Kontrolle der Al-Aktivität in der Boden-Sättigungslösung saurer Gebirgsböden. Hohe Humusgehalte senken im allgemeinen die Al-Aktivitäten in sauren Bodenlösungen (vgl. BLOOM et al., 1979) und ermöglichen dadurch auch hohe P-Aktivitäten. Im „Weideboden“ beispielsweise macht H₂PO₄⁻ beinahe 30 % der Anionenäquivalente in der Boden-Sättigungslösung aus; die P-Konzentration ist mit 1,9 mg/l extrem hoch.

Durch Zwergstrauchverheidung verarmt die Boden-Sättigungslösung in erster Linie an Makronährstoffen (MAK); dafür reichert sie sich absolut und relativ mit Mikronährstoffen und nützlichen Elementen (MIKNÜ) an. Die Zusammensetzung der Boden-Sättigungslösung wird durch Zwergstrauchverheidung ungünstiger; die MAK/MIKNÜ- und MAK/MEBS-Verhältnisse (MEBS = metallische und metalloide Ballast- und Schadelemente) werden kleiner. Auch die Ca/Al-, Ca/H-, Mg/H-, Ca/K-, Mg/K- und Ca/Mg-Verhältnisse verengen sich. Die Boden-Sättigungslösung verarmt in erster Linie an Ca und sie reichert sich insbesondere mit K und H an (Tabelle 5, 6).

4. Schlußfolgerung

Zwergstrauchheiden entstehen bei Bewirtschaftungsaufgabe bevorzugt auf N-ärmeren Böden. Es kommt zu charakteristischen Zustandsänderungen im Boden. Der Oberboden reichert sich mit N-armem Humus an. Das C/N-Verhältnis wird weiter und das N/S-Verhältnis enger; die Humusqualität sinkt. Auf Grund der Humusanreicherung erhöht sich die Wasserspeicherkapazität des Bodens. Die Humusstabilität sinkt und die Boden-Sättigungslösung reichert sich mit gelöster organischer Substanz an.

Weitere bodenökologische Folgen einer Zwergstrauchverheidung sind:

- Versauerung der Boden-Sättigungslösung,
- Verminderung der elektrischen Leitfähigkeit und Ionenstärke,
- Phasenumverteilung der Stoffe,
- Verarmung bzw. Inaktivierung von Makronährstoffen und
- Nährstoffdisharmonien.

Die Stoffzusammensetzung in der Boden-Sättigungslösung wird ungünstiger. Dies bewirkt einen ausgeprägten Säure- und Nährstoffstreß bei vielen Pflanzenarten; nur ausgesprochen calcifuge Pflanzenarten können existieren. Mit einer Zwergstrauchverheidung ist somit ein deutlicher Bonitätsverlust des Standortes verbunden. Eine Zwergstrauchverheidung kann durch regelmäßige Mahd oder Beweidung verhindert werden; am zweckmäßigsten ist eine regelmäßige standortsangepaßte Almbeweidung.

5. Literatur

BLOOM, P.R., M.B. Mc BRIDE and R.M. WEAVER, 1979: Aluminum organic matter in acid soils: buffering and solution aluminum activity. Soil Sci. Soc. Am. J. 43, 488-493.

BOHNER, A. (i. Vorb.): Zwergstrauchverheidung im Gebirge - Bedeutung für Vegetation, Boden und Standortbonität.

Beeinflussung des Schwermetalltransfers Boden-Pflanze durch meliorative Bodenverbesserung auf flachgründig kontaminierten Standorten

H. Böken, R. Metz, C. Hoffmann & J. Witten

Auf schwermetall-(SM)-belasteten Standorten besteht neben dem Risiko der Verlagerung dieser Schadstoffe auch eine Gefahr des Transfers von SM über den Pfad Boden-Pflanze in die Nahrungskette.

Die Verfügbarkeit und Mobilität von SM wird in erster Linie durch die chemisch-physikalischen Bodeneigenschaften (pH, KAK, Ton- und Humusgehalt) und den Wasserhaushalt des Standortes bestimmt.

Weitere wichtige Faktoren sind der Belastungsgrad sowie elementspezifische Unterschiede im Bindungsverhalten.

Der SM-Transfer Boden-Pflanze wird darüber hinaus von Pflanzeigenschaften wie Art und Sorte beeinflusst.

Für die Bewertung von Gefahren muss beachtet werden, in welchen Organen die Pflanzen SM akkumulieren bzw. welche Organe der Pflanze verzehrt werden. Bei SM Akkumulation in Tieren sind art- und rassespezifische Unterschiede zu berücksichtigen. Bei der SM-Aufnahme durch Menschen spielen zusätzlich die Verbrauchsgewohnheiten (Hygiene, vegetarische Lebensweise, Vollkornverzehr) eine wichtige Rolle.

Für ehemalige Rieselfeldstandorte im Norden Berlins wurde SM-Transfer bis in die Nahrungskette von Wildtieren, nach Untersuchungen an Rehen und Kaninchen, von LANGEMACH (1992) beschrieben. Cd und Pb konnte in hohen Konzentrationen in Lebern und Nieren nachgewiesen werden. Hoffmann et al. (1998) wiesen zusätzlich eine kontinuierliche Auswaschung und Verlagerung von SM in den ersten Grundwasserleiter nach.

Die heutige Pflege der Offenlandschaft mit Schafen lässt befürchten, dass auch bei diesen Tieren eine SM-Akkumulation stattfinden kann.

Möglichkeit der Gefahrenabwehr

Abhängig von einer zukünftig geplanten Flächennutzung gibt es verschiedene Stufen der Gefahrenabwehr:

1. Der Anbau von Exkluderpflanzen oder -sorten oder der Non-Food-Anbau stellen die niedrigste Stufe dar, ändern aber nichts an der eigentlichen Belastungssituation oder der Schadstoffverfügbarkeit.
2. Eine Flächenumwidmung wäre eine weitere Möglichkeit.
3. Durch pH-Erhöhung oder die Zufuhr von Tonmineralien oder organischer Substanz kann direkt in die Schadstoffverfügbarkeit eingegriffen und der Boden-Pflanze-Transfer reduziert werden.
4. Am effektivsten stellen sich solche Verfahren dar, wenn eine Mischung oder Einarbeitung der Additive erfolgt, da ein schneller direkter Kontakt zwischen Schadstoff und Additiv hergestellt wird.

Das Vorhaben - Lehmprojekt

Im Fall der Bucher Rieselfelder wurde eine Kombination von Verfahren gewählt. Tonhaltiger, gering belasteter Bodenabfall von Berliner Baustellen (Geschiebemergel u. -lehm) wird dabei in den kontaminierten Oberboden eingemischt. Als Folge von Abwasserverrieselung finden sich in den ca. 15-60 cm mächtigen humosen Oberböden der tonarmen, sandigen Rieselfeld-Regosole in Berlin-Buch, eine hohe SM- (Tab. 1) und Organikabelastung (Details: HOFFMANN et al. 1998, HOFFMANN et al. 2000).

Tab. 1: SM-Konzentrationen [mg/kg] im Oberboden (0-10 cm) des Berliner Bereichs des ehemaligen Rieselfeldes Buch (N = 298)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Minimum	0,1	1	3	1	6	13
Maximum	44,3	1.850	876	285	452	3.584
Mittelwert	4,4	210	73	14	74	225
Median	2,0	128	49	9	59	153

Bisher wurden 250.000m³ Mergel (S:69-79%, U:14-18%, T:7-14%; pH:7,3; KAK:140mmol/kg; Karbonat:11%) auf 75ha ausgebracht, dies entspricht einer Schichtdicke von ca. 35cm. (HOFFMANN et al. 2000) Die Flächen wurden bis ca. 80cm Tiefe gefräst. Auf einer 20ha großen Pilotfläche wurde ein Untersuchungstransect eingerichtet an dem u.a. die SM-Pflanzen-Transferraten bestimmt wurden.

Dieses Vorgehen ermöglicht eine Sanierung bzw. Sicherung solcher großflächig, flachgründig kontaminierten Standorte, die bisher mit ökonomisch, wie ökologisch vertretbaren Mitteln nicht sinnvoll durchführbar war.

Aus Sicht des Bodenschutzes und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG 1998) stellt die Verwendung von schadstoffarmem Bodenmaterial eine sinnvolle, kostengünstige und umweltschonende Nutzung von Abfällen dar. Grundstückseigentümer können ihrer Verpflichtung zur Gefahrenabwehr gem. § 4.2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) nachkommen.

Im Projekt sollten die folgenden Ziele erreicht werden:

- Verringerung des SM-Boden-Pflanze-Transfers
- Verbesserung der Wasserspeicherkapazität (nFK) und der KAK
- Verbesserung der SM-Bindungsformen und Reduzierung der SM-Verlagerung.
- Reduzierung der Grundwasserneubildung durch Etablierung einer Waldgesellschaft.
- Verringerung des ökotoxikologischen Potentials.

Gefäßversuche

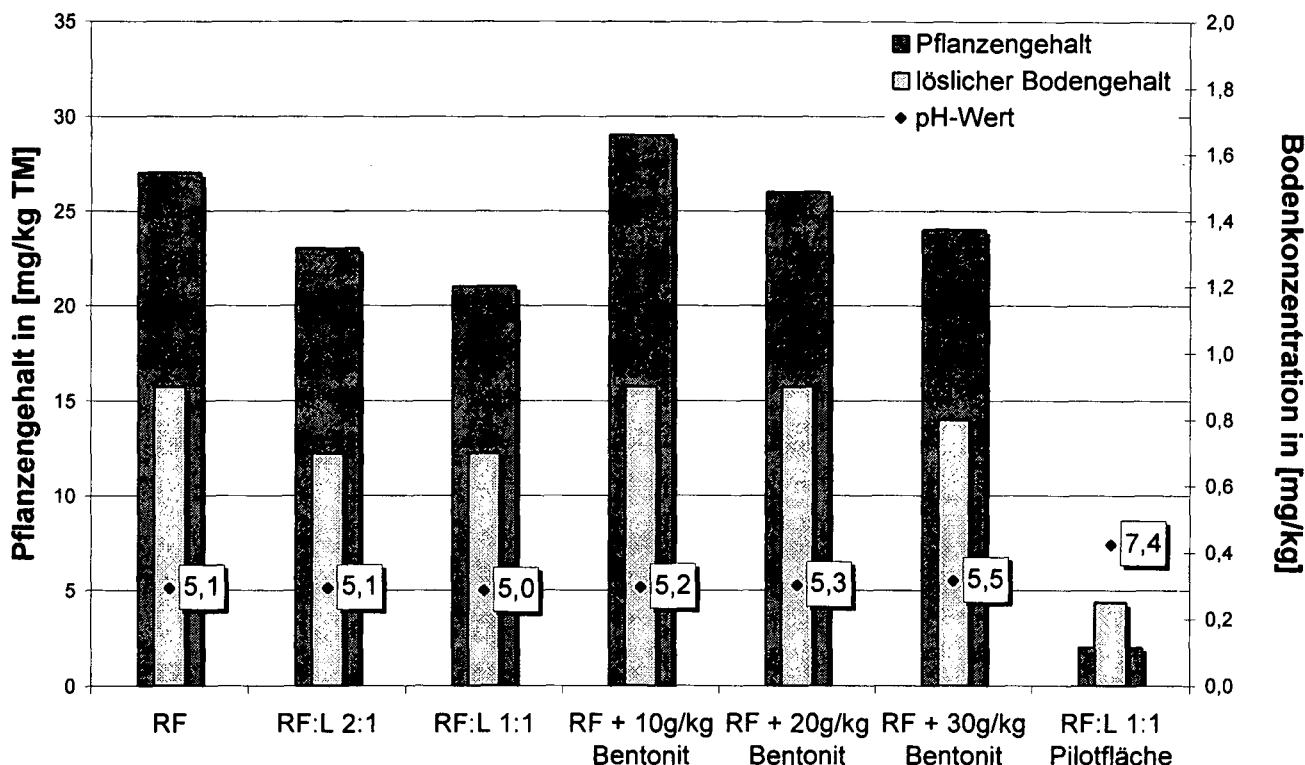
Zusätzlich wurden Gefäßversuche mit *Chenopodium album* und *Sinapis alba* durchgeführt. *Chenopodium* gilt als Akkumulatorpflanze und beliebtes Wildfutter. Es wurde Rieselfeldboden (RF: Cd 0,5 mg/kg, Cu 50mg/kg, Zn 250mg/kg, pH 5) mit karbonatfreien Lehm (L) und Bentonit in unterschiedlichen Mischungsverhältnissen in Mitscherlich-Gefäßen gemischt. Der SM-Gehalt im Aufwuchs sowie die mobilen SM-Gehalte und der pH im

Boden wurden bestimmt. Die Versuche wurden während der Vegetationsperiode 2000 durchgeführt.

Ergebnisse

Die Einmischung des Mergels im Gelände führte zu einer Steigerung der nFK von 130l/m² auf 200l/m² pro 10dm Profiltiefe. Die Humusgehalte wurden entsprechend des Mischungsverhältnisses verringert. Sie betragen ca. 4%. Mit dem Mergel wurden ca. 830t Kalk/ha ausgebracht. Das führte zu einer Erhöhung des pH-Wertes um etwa 2,5 Stufen auf 7,0-7,5.

Abb 1: Cd-Pflanzengehalte, mobile Cd-Gehalte im Boden und Boden-pH-Werte in den Rieselfeld-Lehm-Varianten, Rieselfeld-Bentonit-Varianten und im Geländeversuch. Testpflanze: *Chenopodium album* (Weißer Gänsefuß).



Bei den Geländeversuchen zur SM-Aufnahme von *Sinapis alba* konnte eine deutliche Verringerung der Sproßkonzentrationen bei der 1:1 Mischung von Rieselfeldboden mit Mergel erreicht werden. Die Zn-Gehalte nahmen um 79%, die Cd-Gehalte um 56% und die Cu-Gehalte um 38% im Vergleich zu den Pflanzen auf reinem Rieselfeldboden (Zn: 927mg/kg, Cd: 7mg/kg, Cu: 11mg/kg) ab. Die *Sinapis*-Sproß-SM-Gehalte lagen in einer mit den Gefäßversuchen vergleichbaren Größenordnung.

Wie schon bei den Gefäßversuchen zu beobachten war, ist auch im Gelände eine im Verhältnis zu den anderen SM geringere Cu-Immobilisierung zu beobachten. Vermutlich wird aufgrund der hohen pH-Werte Cu über DOC in der pflanzenverfügbaren Fraktion gehalten.

Die bei den Gelände und Gefäßversuchen untersuchten Pflanzen wiesen für alle untersuchten SM geringere, als die in der FuttermittelVO angegebenen Richtwerte auf, wobei Werte für *Chenopodium* immer noch als sehr hoch angesehen werden müssen. Der unkontrollierte Transfer von SM in den Stoffkreislauf und in die Nahrungskette kann durch die Mergeleinmischung deutlich verringert werden. Die niedrigeren SM-Gehalte in typischen Wildfutterpflanzen (z.B. Gänsefuß) belegen die geringere Gefahr

Auf der Pilotfläche wurde eine Reduzierung der Cd-Gehalte im *Chenopodium*-Sproß, im Vergleich mit dem Rieselfeldtestboden (RF: 27mg/kg), um 93% erreicht (Abb. 1). Der Rückgang der Zn-Gehalte (RF: 1280mg/kg) lag bei 95%. Ursächlich sind hier in erster Linie pH-Effekte. Beim Cu (RF: 18mg/kg) ist die Abnahme mit 69% deutlich schlechter ausgeprägt. Der Einfluss von steigendem Tonanteil auf die SM-Bindung wird in den Lehm- und Bentonit-Varianten deutlich (Abb. 1).

eines SM-Transfers in diese Nahrungskette. Die Zufuhr von Tonmineralen zeigt ebenfalls positive Einflüsse. Optimale Reduzierung der Pflanzengehalte werden jedoch nur bei gleichzeitiger Kalkung erreicht.

Literatur

HOFFMANN, C.; B. MARSCHNER u. M. RENGER (1998): Influence of DOM-Quality, DOM-Quantity and Water Regime on the Transport of Selected Heavy Metals. *Phys. Chem. Earth* 23(2): 205-209.

LANGGEMACH, T. (1992): Transfer bodengetragener Schwermetalle in Wildtiere auf Rieselfeldern. *Landschaftsentwicklung Umweltforschung, Schr.-Reihe am FB 7 der TU-Berlin* 100: 135-142.

HOFFMANN, C.; H. BÖKEN, R. METZ u. M. RENGER (2000): Verwendung von Geschiebemergel-Aushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte. In: *Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung. Studien- u. Tagungsberichte d. LUA-Brandenburg* 24: 45-51.

Dank

Wir danken der Fa. Fritsche GmbH Berlin, dem Landesforstamt Berlin, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung für die finanzielle und technische Unterstützung der Projekte. Das aktuelle Vorhaben wird vom Land Berlin, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, sowie dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) unter der Projektnummer 40208/1-ZÖW/O gefördert.

Dynamik des Phosphorhaushalts der Fahlerde im Dauerdüngungsversuch

BOSAK, V., SMEJANOVITSCH, A.*

Einleitung und Zielsetzung

Der Phosphor gehört zu wichtigsten Kernnährelementen, die die Pflanzen zum Wachstum benötigen. Die Pflanzenphosphorversorgung ist von Bodenvorrat, Beweglichkeitsstufe, granulometrischer und mineralogischer Zusammensetzung usw. abhängig.

Im Boden befindet sich der Phosphor in den mineralischen und organischen Verbindungen. Mineralische Verbindungen können unmittelbar an der Pflanzenernährung teilnehmen. Dabei sind die Ortophosphate der Bodenlösung am meisten verfügbar. Weniger verfügbar sind die labilen Phosphate. Und die stabilen Phosphate dienen als Bodenreserve. Die Anwendung der organischen und mineralischen Dünger erlaubt die Phosphorernährung der Agrarpflanzen optimieren. Die Einwirkung der Düngung auf die Kennzifferveränderung der Bodenfruchtbarkeit kann man voll nur in den Dauerdüngungsversuchen untersuchen [2, 3, 4].

Das Ziel der Untersuchungen bestand darin, um den Einfluß der Dauerdüngeranwendung auf den Phosphorhaushalt der Fahlerde sowie auf die Phosphorbilanz und Produktivität der Agrarpflanzen in der Fruchtfolge festzustellen.

Material und Methoden

Der Phosphorhaushalt des Bodens wurde im Dauerdüngungsversuch (1991-1997) in der Nähe von Minsk, Weißrußland (Belarus) untersucht. Der Boden wurde als Fahlerde (Ap-Al-Bt-Cg) bezeichnet. Die Bodenart im Oberboden ist Lehm, im Unterboden – Lößlehm. Wichtigste Eigenschaften des Ap-Horizonts: Humusgehalt – 1,5%, P₂O₅-Gehalt – 390 mg kg⁻¹ (0,2 n HCl), K₂O-Gehalt – 217 mg kg⁻¹ (0,2 n HCl), pH_{KCl} (gekalkte Fläche) – 6,3-6,4, pH_{KCl} (ungekalkte Fläche) – 4,3-4,5. In einer Kartoffeln-Gerste-Hafer-Futtermühen-Sommerweizen-Flachs-Fruchtfolge wurden die folgenden Varianten angelegt: 1) ohne Dünger; 2) Kalkung; 2) Stalldung; 4) Kalkung + Stalldung; 5) NPK; 6) NPK + Kalkung; 7) NPK + Stalldung; 8) NPK + Kalkung + Stalldung.

Die Mineraldünger wurden in Form des Superphosphats und Kaliumchlorids vor der Saat und Ammonsalpeters vor der Saat und als Nachdünger angewendet (Kartoffeln – N₁₂₀P₉₀K₁₆₀, Gerste – N₉₀₊₃₀P₇₀K₁₂₀, Hafer – N₉₀₊₃₀P₅₀K₉₀, Futtermühen – N₁₂₀₊₆₀P₉₀K₁₅₀, Sommerweizen – N₉₀₊₃₀P₇₀K₁₂₀, Flachs – N₃₀P₇₀K₁₀₀). Die organischen Dünger wurden in Form des Strohbindermistes für die Kartoffeln (60 t ha⁻¹) und für die Futtermühen (40 t ha⁻¹) verwendet.

Alle Varianten wurden in vierfacher Wiederholung angelegt. Die Pflanzenanbaumaßnahmen (Bodenvorbereitung, Düngung, Saat, Pflanzenschutz) wurden nach den allgemeinen Regeln durchgeführt.

Vor und nach der Fruchtfolgerotation (1991 und 1997) wurden die Bodenproben im Bodenprofil entnommen. Der Phosphorgehalt wurde im 0,03 n K₂SO₄-Extrakt (wasserlöslicher Phosphor), im 0,5 n CH₃COOH-Extrakt (leichtlöslicher Phosphor), im 0,2 n HCl-Extrakt (mobiler Phosphor), im 0,5 n HCl-Extrakt (schwerlöslicher Phosphor als Differenz zwischen 0,5 n HCl-Gehalt und 0,5 n CH₃COOH-Gehalt) sowie Gesamtphosphor gemessen.

Ergebnisse und Diskussion

Der Gesamtphosphorgehalt hat sich in den unterliegenden Bodenhorizonten sowohl im Gesamtboden, als auch in der Schlufffraktion verringert: Ap-Horizont – 0,18% (Gesamtboden) und 1,86% (Schlufffraktion), Bt-Horizont – 0,15 und 0,62%, C-Horizont – 0,10 und 0,32% (Tab. 1).

Tabelle 1: Gesamtphosphorgehalt im Bodenprofil,
% P₂O₅

Horizont	Bodentiefe, sm	Gesamt- boden	Schluff- Fraktion
Ap	2-12	0,18	1,86
Al	25-31	0,18	1,89
Bt	55-65	0,15	0,62
Cg	140-150	0,10	0,32

Detaillierte Analyse verschiedener Phosphatformen im Bodenprofil hat auch diese Tendenz bestätigt. Dabei hat die Anwendung der vollen Düngung (NPK + Kalkung + Stalldung) zum größeren Gehalt von wasserlöslichen, mobilen und schwerlöslichen Phosphaten im Oberboden beigetragen.

Die Verwendung der organischen Dünger (16,7 dt ha⁻¹ in der Fruchtfolgerotation) und des Mineralphosphors (P₇₃ in der Fruchtfolgerotation) hat zur positiven Phosphorbilanz beigetragen (Bilanzintensität 133-263%).

Weißrussisches Forschungsinstitut
für Bodenkunde und Agrochemie,
Kazinezstraße 62, 220108 Minsk, Belarus

Die Dünger haben auch den Ertrag von allen Kulturpflanzen gesteigert. Insgesamt für die Fruchtfolge war die Variante mit voller Düngung (N₁₁₅P₇₃K₁₂₃ + Kalkung + Stalldung) am besten – Gesamtertrag war 83,8 dt ha⁻¹ von Futtereinheiten. Aber auf dem Boden mit hohem Phosphorgehalt soll die Phosphorbilanz-intensität etwa 100% betragen. Darum sollen vor allem die Dosen der Mineralphosphor-dünger verkleinert werden.

Die Düngieranwendung hat auch den Gehalt leichtlöslicher und mobiler Phosphaten im Ap-Horizont gesteigert (Tab. 2).

Tabelle 2: Dynamik des Phosphorshaushalt (P₂O₅) im Ap-Horizont

Variant	0,03 n K ₂ SO ₄ , mg l ⁻¹		0,5 n CH ₃ COOH mg kg ⁻¹	
	1991	1997	1991	1997
ohne Dünger	0,38	0,25	176	220
Dung, 16,7tha ⁻¹	0,37	0,36	175	211
N ₁₁₅ P ₇₃ K ₁₂₃	0,36	0,27	175	221
NPK + Dung	0,38	0,40	176	216
Kalk	0,49	0,47	176	248
Kalk + Dung	0,40	0,54	191	210
NPK + Kalk	0,38	0,46	169	221
NPK + Kalk + Dung	0,44	0,66	181	222

Variant	0,2 n HCl, mg kg ⁻¹		0,5 n HCl mg kg ⁻¹	
	1991	1997	1991	1997
ohne Dünger	277	327	819	614
Dung, 16,7tha ⁻¹	289	368	846	804
N ₁₁₅ P ₇₃ K ₁₂₃	290	370	825	730
NPK + Dung	284	381	772	723
Kalk	295	370	765	557
Kalk + Dung	300	409	807	729
NPK + Kalk	276	361	792	631
NPK + Kalk + Dung	294	433	802	728

Dabei war manche Erhöhung dieser Phosphaten sogar auf den Kontrollvarianten mit der negativen Phosphorbilanz. Dies beweist das enorme P-Nachlieferungsvermögen aus den Bodenvorräten [1, 5, 6]. Die Verringerung des Gehalts von schwerlöslichen Phosphaten war in unseren Untersuchungen auf den Kontrollvarianten die intensivste (ohne Dünger – 205 mg kg⁻¹, Kalk – 208 mg kg⁻¹).

Zusammenfassung

In Weißrußland (Republik Belarus) wurden Feldversuche auf einer Fahlerde durchgeführt, um den Einfluß der Düngung auf den Phosphorhaushalt des Bodens sowie Produktivität der Agrarpflanzen in der Fruchtfolge festzustellen.

Die Zusammenanwendung von Mineraldüngern, Kalk und Stalldung hat die günstigste Wirkung auf den Phosphorhaushalt der Fahlerde getan. Volldüngung hat auch die positive Phosphorbilanz im Boden sowie den größten Ertrag der Agrarpflanzen sichergestellt. Bei der ungünstigen Pflanzenversorgung von Phosphordüngern kann auf dem Boden mit hohem Phosphorgehalt die aktive P-Mobilisierung aus den Bodenvorräten geschehen.

Literatur

- Beschow H., Gransee A., Merbach W. (1999): Nährstoffdynamik im Verlauf der Bodenbildung auf Lößsubstrat. Internationales Symposium "Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen" vom 3. bis 5. Juni in Halle/Saale. UFZ-Bericht, 24, S. 203-206.
- Körschens M. (1997): Die wichtigsten Dauerversuche der Welt – Übersicht, Bedeutung, Ergebnisse. Internationale Tagung "Dauerfeldversuche als Forschungsbasis für nachhaltige Landwirtschaft" am 10. u. 11. Juni in Berlin.
- Merbach W., Schmidt L., Garz J. (1999): Die Dauerdüngungsversuche in Halle – ein Überblick. Internationales Symposium "Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen" vom 3. bis 5. Juni in Halle/Saale. UFZ-Bericht, 24, S. 409-412.
- Pfefferkorn A. (1997): Die Internationalen Organischen Stickstoffdauerdüngungsversuche (IOSDV) Europas. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 84, S. 433-436.
- Schweitzer K., Pagel H. (1999): Einfluß langjährig unterschiedlicher Düngung auf die P-Fractionen und die P-Sorption im Boden. Internationales Symposium "Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen" vom 3. bis 5. Juni in Halle/Saale. UFZ-Bericht, 24, S. 229-232.
- Spiegel H., Lindenthal Th. (1999): Auswirkungen unterschiedlicher P-Düngerformen und -mengen auf P-Bilanzen, P_{CAL/DL}-Gehalte im Boden und auf den Ertrag (Ergebnisse von drei 40jährigen Dauerversuchen in Österreich). Internationales Symposium "Dauerdüngungsversuche als Grundlage für nachhaltige Landnutzung und Quantifizierung von Stoffkreisläufen" vom 3. bis 5. Juni in Halle/Saale. UFZ-Bericht, 24, S. 107-110.

Ausweisung homogener Bodenareale für das Feldversuchswesen mit GIS

Michael Brandt *

Einleitung

Die Universität Gesamthochschule Kassel hat auf der Domäne Frankenhausen (nördlich von Kassel) 1998 einen ökologisch bewirtschafteten Lehr- und Versuchsbetrieb eingerichtet. Auf ca. 30 der 300 ha landwirtschaftlicher Nutzfläche werden Parzellenversuche angelegt, für die homogene Flächen ausgewiesen werden sollen. Die Ausweisung der homogenen Bodenareale sollte mit GeoInformationssystemen (GIS) erfolgen. Hierfür stehen Bodendaten zur Verfügung, die im Rahmen einer Grundinventarisierung der Böden erhoben und analysiert worden sind. Bei einer Rasterkartierung und -beprobung im 50 m Raster, was einer Beprobungsdichte von 4 Punkten pro ha entspricht, erfolgte an 1312 Bohrpunkten eine Profilaufnahme nach der KA4 bis in 1 m Tiefe. Die Bodenproben (0 - 30 cm Tiefe) wurden auf pflanzenbaulich relevante Parameter wie P, K, Mg, pH, C_t und N_t untersucht. Zusätzlich wurde der Biomasseaufwuchs Anfang Juni mittels Nahinfrarotografie (NIR) aus Überfliegungen ermittelt. Die NIR-Aufnahmen weisen eine Informationsdichte von 4 m² als kleinste Einheit auf.

Vorgehensweise

Im dargestellten Beispiel wurden die Punktinformationen von CAL-extrahierbaren Phosphat- und Kaliumgehalten und der Mächtigkeit der Bodenauftragshorizonte (Kolluvien) zu Rasterkarten (1 m²) interpoliert. Die Mächtigkeit der Bodenauftragshorizonte wird als ein Maß für die Humus- und Nährstoffanreicherung im Unterboden angesehen und ist für das Feldversuchswesen von hoher Bedeutung. Die Information über den Biomasseaufwuchs (NIR) lag bereits als Rasterkarte vor (Abb. 1). Die Parameter Mg, pH, C_t und N_t waren auf allen Flächen homogen und wurden in der nachfolgenden Auswertung nicht weiter berücksichtigt. Ein digitales Geländemodell stand zum Zeitpunkt der Auswertung noch nicht zur Verfügung, so dass die Hangneigung als bedeutender Faktor noch keine Berücksichtigung fand.

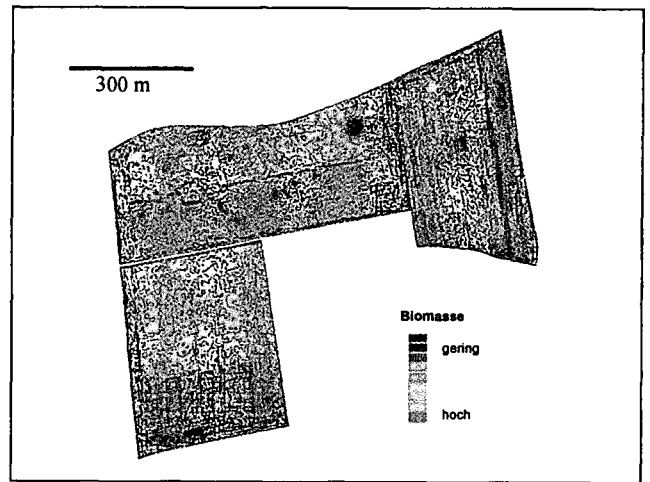


Abb. 1: Nahinfrarotaufnahme (NIR) zur Quantifizierung der Biomasse.

Für jeden der Parameter wurde anschließend für jede Rasterzelle in der Fläche die Standardabweichung zu den benachbarten Rasterzellen berechnet. Diese Rasterkarte der Standardabweichung (Abb. 2) wird als Homogenitätskarte (Homogenität = reziproker Wert der Standardabweichung) interpretiert, wobei Bereiche mit geringer Standardabweichung Bereichen mit hoher Homogenität entsprechen. In Abb. 2 sind im unteren und rechten Bildausschnitt Bereiche mit geringen Homogenitäten zu erkennen. Aus den Kartierungen ist bekannt, dass es sich hier um Bereiche mit stark wechselnden hydromorphen Merkmalen handelt.

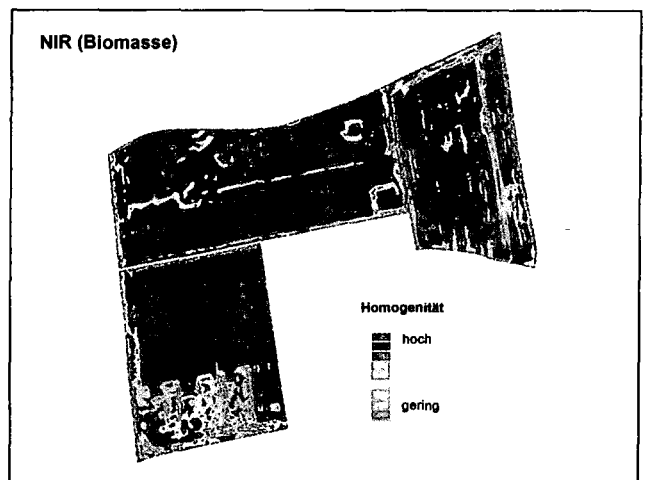


Abb. 2: Karte der Standardabweichung für den Biomasseaufwuchs als Maß für die Homogenität, berechnet aus der Nahinfrarotaufnahme (NIR).

Durch eine Flächenverschneidung der Homogenitätskarten der einzelnen Bodenparameter wurde eine Karte der gemeinsamen Homogenität erzeugt. Im Beispiel wurden die Homogenitätskarten der einzelnen Parameter additiv miteinander verschneidet. Die Standardabweichung der Mächtigkeit der Bodenauftragshorizonte musste auf Grund der hohen absoluten Werte (bis 100 cm) mit dem Faktor 0,2 gewichtet

*Universität Gesamthochschule Kassel; FB Landwirtschaft, Internationale Agrarentwicklung und Ökologische Umweltsicherung; FG Bodenkunde; Nordbahnhofstr. 1a; D-37213 Witzenhausen; mbrandt@wiz.uni-kassel.de
Text in Farbe: <http://www.wiz.uni-kassel.de/bok/index.html>

werden, da es sonst zu einer Überschätzung dieses Parameters gekommen wäre.

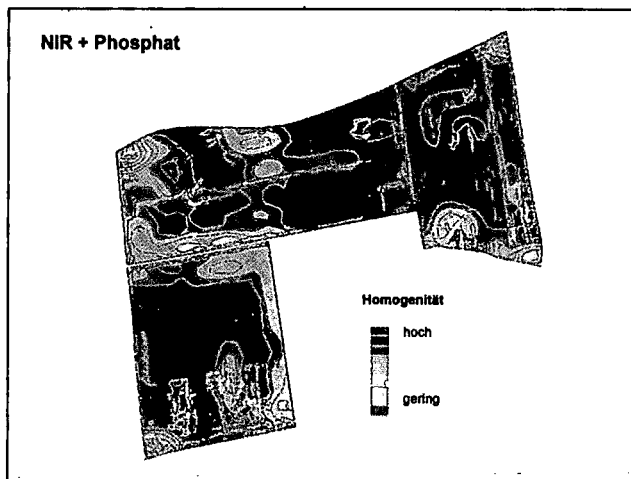


Abb. 3: Flächenverschneidung der Karten der Standardabweichung für NIR und Phosphat. Dunkle Farben kennzeichnen homogene Bereiche.

Die Flächenverschneidung der Karte der Standardabweichung für NIR mit der für Phosphat führt bereits zu einer deutlichen Reduzierung der homogenen Flächen (Abb. 3). Besonders auf den Vorgewenden und an den Schlagrändern, wo es zu einer ungleichen Verteilung der Nährstoffe durch die Düngung kommt, fallen potentielle Flächen für die Feldversuche weg.

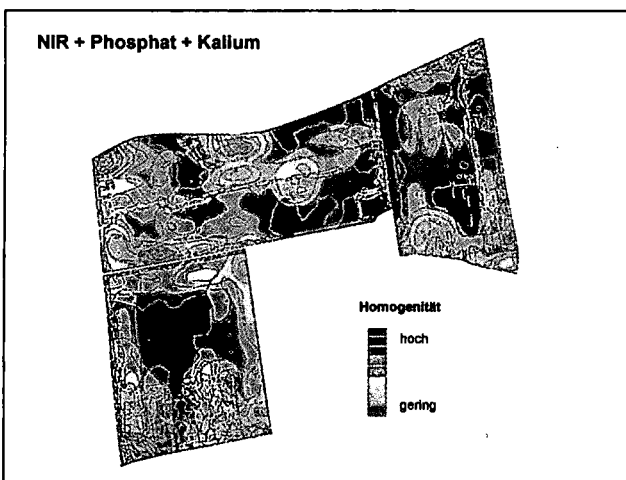


Abb. 4: Flächenverschneidung der Karten der Standardabweichung für NIR, Phosphat und Kalium.

Die zusätzliche Flächenverschneidung mit der Karte der Standardabweichung für Kalium führt in dem Beispiel zu einer nennenswerten Reduzierung der als homogen zu interpretierenden Fläche (Abb. 4). Es gelten hierfür die gleichen Überlegungen wie für Phosphat.

Eine weitere Flächenverschneidung mit der Karte der Standardabweichung des Bodenauftrags gibt einen deutlichen Informationsgewinn für die Standortauswahl der Versuchflächen (Abb. 5). Im Wesentlichen sind es die Senken, in denen sich die Kolluvien

bilden und die bei dieser Verschneidung herausfallen. Im beschriebenen Beispiel wäre ein Geländemodell dringend notwendig, um Bereiche mit hohem Gefälle ausschließen zu können. Hierbei würde sich die potentielle Versuchsfläche noch einmal deutlich reduzieren.

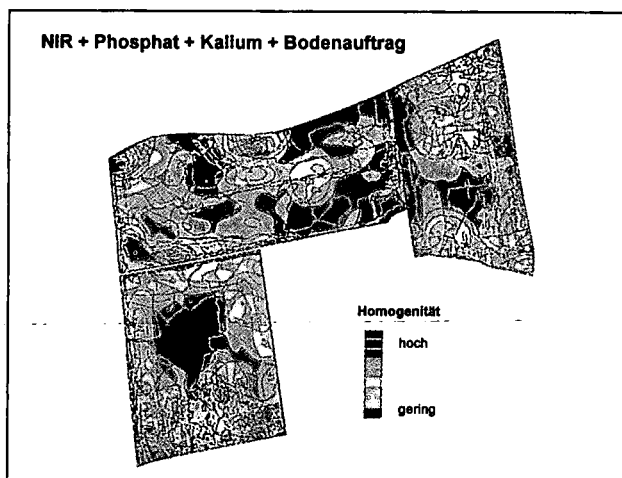


Abb. 5: Flächenverschneidung der Karten der Standardabweichung für NIR, Phosphat, Kalium- und des Bodenauftrags.

Schlussfolgerung

Durch eine Flächenverschneidung von Karten der Standardabweichung einzelner Bodenparameter ist es möglich, eine Selektion der für das Feldversuchen geeigneten homogenen Flächen vorzunehmen.

Das Ergebnis ist im starken Maße von der Auswahl der relevanten Bodenparameter abhängig. Die erforderlichen Randbedingungen für die Versuchsanstellung müssen daher im Vorhinein bekannt sein und müssen auf der Informationsebene vorgehalten werden. Bei der Flächenverschneidung der einzelnen Homogenitätskarten wird durch die Art der Verschneidung (Summe, Produkt, ...) sowie der Gewichtung der Bodenparameter die Sensitivität des Ergebnisses erhöht. In Abhängigkeit von der Informationsdichte, die der Auswertung im GIS zu Grunde liegt, stellt die entwickelte Karte der Homogenität von Bodenarealen bestenfalls eine Konzeptkarte für potentielle Versuchflächen dar. Im dargestellten Beispiel entspricht die Informationsdichte von Bodendaten im 50 m Raster einer Fläche von 2500 m² pro Informationspunkt. Versuchspartellen weisen jedoch häufig Größen von 10 bis 200 m² auf. Diese Diskrepanz macht es im Beispiel notwendig, die potentiellen Versuchflächen durch eine engere Rasterbeobachtung auf Parzellengröße auf die reelle Homogenität zu validieren.

Potassium uptake efficiency and K dynamics in the rhizosphere of wheat and sugar beet

N. Claassen¹, H. I. El Dessougi and B. Steingrobe

Introduction

Plant species as well as cultivars differ in their K efficiency (El Dessougi and Claassen, 2001; Trehan, 2000). Plants differ in their K efficiency due to differences in efficiency in utilization or uptake by the roots or both. Efficiency in utilization is defined as dry matter produced per unit K in the dry matter. Efficiency in acquisition is defined in terms of total uptake per plant or specific uptake per unit root length (Marschner, 1995). The uptake is a function of the root morphological characteristics such as the size of the root system, root hairs, root radius and/or physiological activity of the roots, such as different uptake kinetics which results in different uptake rates per unit root and time, i.e. influx (Steingrobe and Claassen, 2000), and/or ability to chemically change the rhizosphere to improve the availability of nutrients (Sattelmacher et al., 1994). This study investigates the K efficiency of wheat (*Triticum aestivum* L.) and sugar beet (*Beta vulgaris* L.) and tries to understand the mechanisms responsible for differences in K uptake of sugar beet and wheat. To accomplish this, K uptake of these crops in the field was simulated with a mechanistic model and the significance of single soil and plant parameters assessed by a sensitivity analysis. The model is based on three steps: a) desorption of nutrients from the soil solid phase b) transport of nutrients to roots by mass flow and diffusion (Barber, 1962), c) nutrient uptake into the root following Michaelis-Menten kinetics. It is well known that plants take up considerable amounts of non-exchangeable K (Schachtschabel, 1998). The mechanisms employed by the plants for non-exchangeable K release are not clearly defined. Hence K release by organic acids was investigated.

Materials and methods

The site of the experiment was a long-term fertilizer experiment on a K "fixing" sandy clay loam soil (pH 7.2, 33% clay, 31% silt and 3.8% organic carbon). Potassium fertilization rates varied from 0 to 1000 kg K ha⁻¹ year⁻¹. These treatments were applied from 1976 through 1986. In 1997, spring wheat cv. Star and sugar beet cv. Kawetina, were sown on 50 m² plots on the 13th of March and 4th of April, respectively. Wheat was harvested four times and sugar beet five times. At each harvest, 3 sub-samples of plants, roots and soil of each species were taken from random areas of the unfertilized plots (-K) and the plots fertilized with 1000 kg K ha⁻¹ (+K). Plant and soil parameters determined were: root length, RL, root radius, r₀, the average half distance between neighboring roots, r₁, and the influx. Soil solution was obtained by a displacement method and K concentrations were determined by flame photometry. Other parameters necessary for modeling are as given by Claassen and Steingrobe (1999).

To determine the effect of organic acids on K release a sandy clay loam soil, the soil was desorbed with different concentrations of citric acid in 0.01 M CaCl₂ solution, with the same Ca⁺⁺ concentration as the soil solution. The acid concentrations were chosen in the range of those found in the rhizosphere of phosphorous deficient white lupine with a maximum of 1 mM in soil solution. One gram dry soil was placed on a filter paper placed in a glass funnel. The desorption was carried out for 72 hours. For each treatment 30 mL of the relevant concentration of the organic acid solution were poured on the soil. At 12 hours intervals the clip was opened, the solution filtered in the glass beakers and the percolate was analysed for K. Then another 30 mL of the desorption solution was added to the soil. The K concentration in the percolate was determined by flame photometry.

Results and discussion

Sugar beet was as K efficient as wheat producing around 80% dry matter yield on unfertilized relative to fertilized plots. Since it is more important to study the plant performance under deficient K conditions only the data from deficient K treatments will be discussed here. The higher absolute dry matter yields of sugar beet (150 dt ha⁻¹ beet) compared to (45 dt ha⁻¹ grain) produced by wheat and its higher K concentration in dry matter (6.55 to 3.46 %) as compared to wheat (3.79 to 2.07 %), resulted in 2 times higher total K uptake of sugar beet (Fig. 1a).

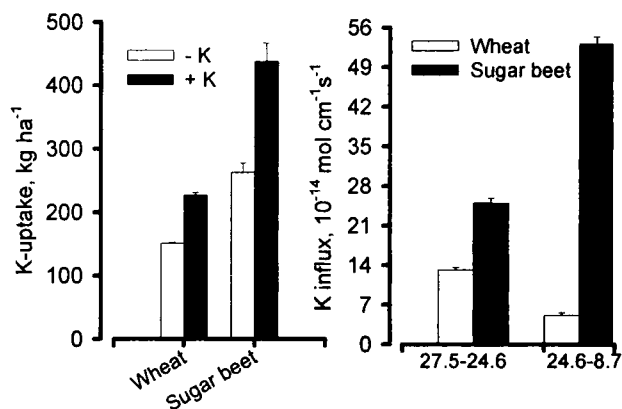


Figure 1a : K uptake of wheat and sugar beet grown on sandy clay loam in the field with (+K) and without (-K) K fertilization

Figure 1b: K influx of wheat and sugar beet grown on sandy clay loam in the field without K fertilization

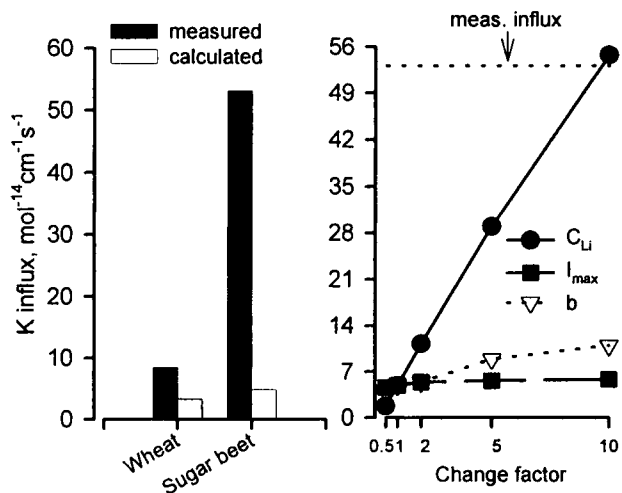


Figure 2a Comparison between measured and calculated K influx of wheat and sugar beet grown on sandy clay loam in the field without K fertilization

Figure 2b Sensitivity analysis for sugar beet grown on a sandy clay loam in the field.

The root length could not be the mechanism of the higher uptake efficiency of sugar beet, since it produced 10 km m⁻², i.e. only half the root length of wheat which had a maximum root length of 19 km m⁻².

¹Institute of Agricultural Chemistry, Georg-August University, von Siebold Str. 6, 37075 Goettingen, Germany, nclaass@gwdg.de

This high uptake efficiency of sugar beet can only be explained by the high uptake efficiency of the single root, i.e. the influx. As is seen in figure 1b sugar beet had nearly 2 and 10 times higher influx as compared to wheat at the different growth periods.

The influx obtained by sugar beet was relatively high for the very low measured soil solution concentrations, and transport to the roots would probably limit K uptake. Hence the K uptake was simulated with the objective of comparing measured and calculated K uptake in an attempt to understand the underlying mechanisms of K uptake by these crops. At the time of highest uptake, the model calculated only 10% and 40% of the measured K influx of sugar beet and wheat, respectively (Fig. 2a).

The model calculated for both species a reduction of the K concentration at the root surface, C_{L0} to around 0.5 μM , which corresponded to 12 and 22% of the C_{Li} of sugar beet and wheat, respectively.

The respective resulting concentration difference, ΔC_L , between the bulk soil solution concentration, C_{Li} and C_{L0} , were 4 and 2 μM for sugar beet and wheat, respectively. No inter-root competition existed since the concentration at r_1 was maintained at the value of C_{Li} . A higher ΔC_L would increase the diffusive flux to the roots (Claassen and Steingrobe, 1999), but both species already created the highest possible ΔC_L , because C_{L0} was close to the minimum concentration, C_{Lmin} and thereby maximized diffusive flux to the roots. Accordingly, changes in root uptake kinetics, for example a higher I_{max} , would not influence calculated uptake (Steingrobe and Claassen, 2000).

The results of the sensitivity analysis conducted for sugar beet and wheat at the time of greatest discrepancy between measured and calculated uptake showed that an increased I_{max} or b would not improve the prediction. Even by increasing both parameters by a factor of 10, the calculated influx was not equal to measured (Fig. 2b), since as explained, the transport capacity of the soil was exhausted (Steingrobe and Claassen, 2000). It is obvious that under K deficiency conditions only a higher C_{Li} value would be effective in covering the gap between the calculated and measured influx (Fig. 2b). This indicates that some processes which increase C_{Li} occur in the rhizosphere, for example, solubilization of K by root exudates. These processes are not included in the model and their nature is not known.

The results of the desorption experiment with citric acid showed that all concentrations desorbed significantly higher K amounts as compared to the amounts desorbed by CaCl_2 solution without citric acid (Fig.3). This indicates that citrate could enhance the release of K. Similar enhancement of K release by citric acid was reported by Song and Huang (1988).

But the effect found does not seem large enough to explain the needed increase in soil solution concentration. The important question is the mechanism by which the root exudates release K from clay minerals, and whether it might be cationic rather than anionic exudates which are more efficient in releasing interlayer K.

Conclusions

On a K fixing soil sugar beet, had a high K uptake efficiency, although it had a small root system.

This high uptake efficiency was due to a high influx which was presumably due to an increased soil solution concentration in the rhizosphere caused by root exudates.

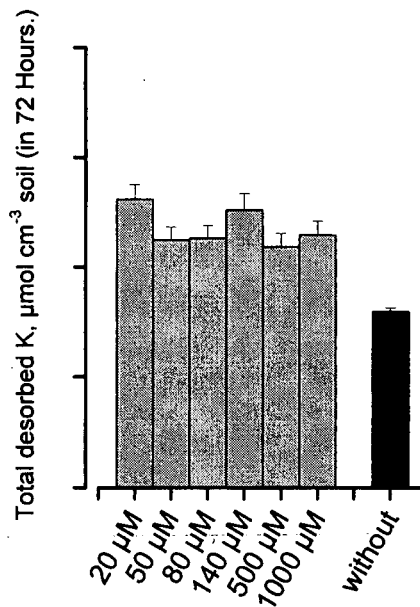


Figure 3 Desorbed K amounts after desorbing a sandy clay loam soil with different concentrations of citric acid in 0.01 M CaCl_2 solution

References:

- Barber, S.A. (1962): A diffusion and mass-flow concept of soil nutrient availability. *Soil Science*. 93, 39-49.
- Claassen, N. and Steingrobe, B. (1999): Mechanistic Simulation Models for a Better Understanding of Nutrient Uptake from Soil. In *Mineral Nutrition of Crops. Fundamental Mechanisms and Implications*. Ed. Z. Rengel. Food Products Press, pp. 227-265.
- H. I. El Dessougi and N. Claassen 2001: Use of a mechanistic model to predict Potassium uptake in the field by sugar beet and wheat and its depletion in the rhizosphere. In *Plant Nutrition: Food security and sustainability of agroecosystems through basic and applied research*. Ed. W. J. Horst et. al., Kluwer Academic Publishers. Pp. 582-583.
- Marschner, H. 1995: *Mineral Nutrition of Higher Plants*. Second Edition. Academic Press Limited, London NW1 7DX.
- Sattelmacher, B., W. J. Horst, and H. C. Becker (1994): Factors that contribute to genetic variation for nutrient efficiency of crop plants *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*.
- Schachtschabel, 1998: *Lehrbuch der Bodenkunde*. Enke-Verlag Stuttgart 1998.
- Song, S. K. and Huang, P. M. (1988): Dynamics of Potassium Release from Potassium-Bearing Minerals as Influenced By Oxalic and Citric Acids. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52, 383-390.
- Steingrobe, B. and Claassen, N. (2000): Potassium Dynamics in the Rhizosphere and K Efficiency of Crops. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 163, 101-106.
- Trehan, S.P. 2000. Soil nutrient uptake efficiency of different plant species and potato cultivars as related to root and shoot parameters. *International Conference on managing natural resources for sustainable agricultural production in the 21st century. Extended Summaries, Vol. 2, 288-290.*

CO₂ emission from the soil and plant residues decomposition as influenced by fertilization and glucose addition

G. Domański^{1,2}, Y. Kuzyakov¹, K. Stahr¹

Introduction

Plant residues buried with soil are main source of organic matter (OM) for building soil organic matter (SOM) and serve to soil microorganisms as a source of carbon (C) and energy. They release CO₂ as a by-product of OM decomposition. But, OM entering the soil not only contributes to SOM build-up but also can affect the SOM turnover. This influence has been often described as a “priming-effect” (Kuzyakov *et al.*, 2000). Additionally, mineral fertilization is thought to play an important role in OM decomposition and SOM turnover. Its effect is, however, not clear because added mineral N increased, diminished or did not change the OM and SOM decomposition, and CO₂ evolution from the soil (Bremer *et al.*, 1991; Chantigny *et al.*, 1999). Although, plants can also play an important role in OM and SOM turnover there is a lack of investigations considering this topic. The aim of this study was to compare CO₂ evolution from the soil amended with shoot residues of ryegrass and its decomposition at different fertilization levels. Additionally, glucose was applied to simulate the influence of root exudates on the investigated processes.

Materials and methods

Samples of 20 g soil (Haplic Luvisol) was incubated in gas-tight at 20°C and 60% AWC for 10 weeks. Half of samples was amended with 100 mg plant residues (dry shoots of ryegrass, *Lolium perenne*), another one was not amended. In order to assess the influence of fertilization there were three treatments: (1) no fertilization, (2) added P and K without N (N0), and (3) added N, P, and K (+N). To imitate root exudation glucose was added to each fertilization treatments at three rates: I – no addition, II – 25 mg glucose (LG) and III – 100 mg glucose (HG) per sample. Glucose was applied once on the beginning of incubation or three times every

three weeks beginning from the start of experiment.

Results and discussion

As expected, increasing amounts of added C led to higher emission of CO₂ from the soil (Fig. 1). The slope of regression function indicates that 1 g added C caused additional emission of about 0.7 g C during 10 weeks of incubation.

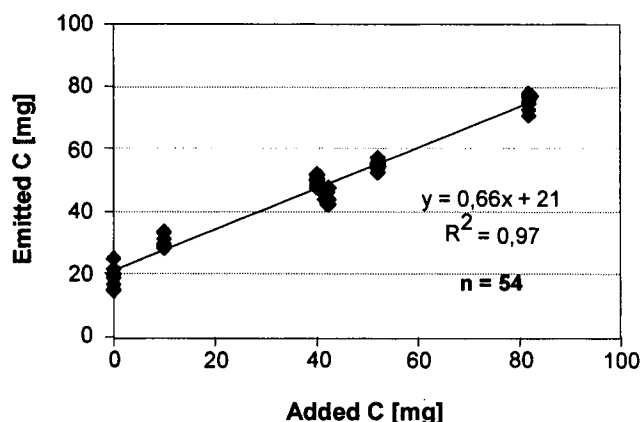


Fig. 1. Amounts of total evolved C in relation to added C.

We did not find any significant differences between different fertilization treatments when glucose was added once. In case of repeated glucose addition, highest C emission was recorded for N0-LG variants, while fertilization significantly reduced C evolution in all HG treatments (Tab. 1). This enhanced C emission could be a result of co-metabolism of SOM, one of the mechanisms of so-called priming effect (Kuzyakov *et al.*, 2000). Its extent decreased with addition of more complex fertilizer.

Tab. 1. Total C-CO₂ emission (mg pot⁻¹) after 10 weeks of incubation as influenced by fertilization and glucose addition. Abbreviations as given in section “Materials and methods”; S and R – single and repeated glucose addition.

Fertilization treatment	Control	Glucose treatment				
		LG		HG		
		S	R	S	R	
soil	Control	21,8	30,7	36,3	50,1	69,9
	N0	18,1	30,8	39,5	48,4	55,2
	+N	17,9	29,7	31,9	51,1	48,2
shoot	Control	45,9	56,1	56,6	76,1	84,5
	N0	45,4	54,3	62,6	73,5	76,9
	+N	42,8	54,0	61,7	76,8	73,3

The degree of ryegrass shoots decay varied between 25% and 31% based on the ¹⁴CO₂ emission. In opposite to total C emission from

¹ Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Emil-Wolf-Str. 27, D-70599 Stuttgart, Deutschland

² Institut für Agrarphysik, Doświadczalna 4, 20031 Lublin, Polen

the soil, decomposition of plant residues was not strongly influenced by both glucose and fertilization and any differences between treatments could be found (Tab. 2). There was, however, a trend to reduce the residues decomposition with increasing addition of glucose and to enhance the decay processes when more complex fertilizer was added.

Tab. 2. Decomposition of ryegrass shoots calculated on the base of $^{14}\text{CO}_2$ emission from the soil during 10 weeks of incubation (% ^{14}C input). Abbreviations as in Tab. 1.

Fertilization treatment	Glucose treatment		
	Control	LG	HG
Control	27,4	27,1	26,4
N0	28,8	27,0	25,6
+N	29,7	29,5	27,5
		31,2	28,1

Unlike cumulative ^{14}C evolution from the soil, the dynamics of plant residues decomposition was influenced by both glucose and fertilizer (Fig. 2). But this influence was found only during the first 10 days of incubation. Thereafter, any differences could be recorded. This indicate that on the beginning of incubation glucose served as a main source of C and energy. When it was exhausted microorganisms started to use plant residues to gain needed energy. Added fertilizer resulted in increase of plant decomposition only during first 5 days (Fig. 2), than ^{14}C evolution rates were similar in all variants. Because any microbial indices were not measured during the incubation it was not possible to explain why the maximum of $^{14}\text{CO}_2$

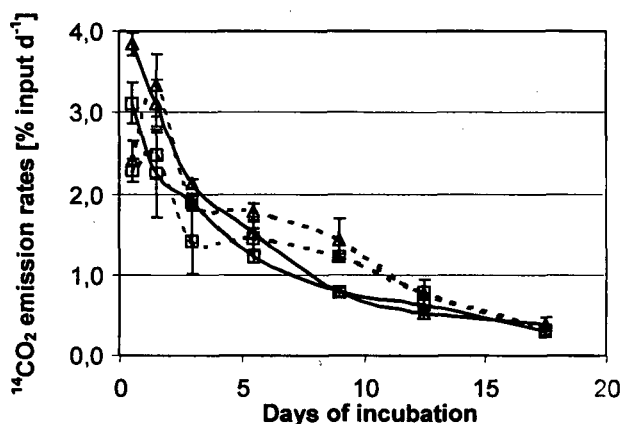


Fig. 2. Dynamics of $^{14}\text{CO}_2$ emission during first 20 days of incubation as influenced by repeated glucose addition (r – LG, £ – HG) and fertilization (solid line – without fertilizer, dotted line – NPK variant).

emission in NPK supplied variants occurred later than in no-fertilized ones. For similar reasons, we can not find an explanation for addition increase of $^{14}\text{CO}_2$ emission between 3rd and 10th day.

The repeated glucose addition not only changed the total emission of $^{14}\text{CO}_2$ but the dynamics of $^{14}\text{CO}_2$ releasing was also influenced (Fig 3). After 2nd and 3rd addition an increased of $^{14}\text{CO}_2$ emission rates was observed. This indicate that supply with easily available C source could enhance decomposition of plant residues.

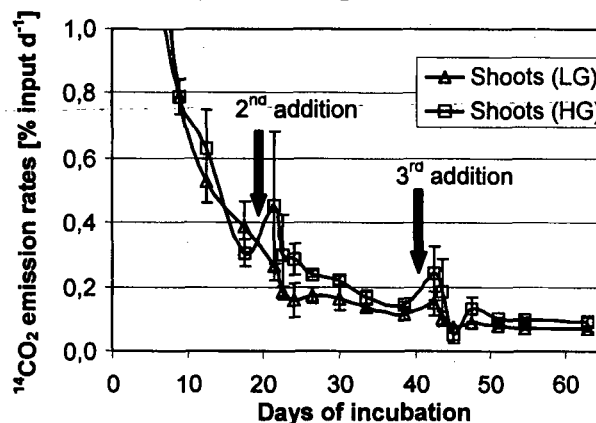


Fig. 3. $^{14}\text{CO}_2$ emission rates after 2nd and 3rd glucose addition.

Conclusions

- Repeated glucose addition to the soil increased utilization of SOM leading to positive priming effect.
- Because this effect was reduced by addition of NPK fertilizer it can be stated that extra SOM decomposition was due to insufficient mineral supply.
- In contrast, glucose and fertilization did not significantly influence plant residues decomposition after 10 weeks of incubation.

References

- Bremer, E., van Houtum, W. and C. van Kessel (1991): Carbon dioxide evolution from wheat and lentil residues as affected by grinding, added nitrogen and the absence of soil. *Biol. Fertil. Soils*, 11: 221-227.
- Chantigny, M. H., Angers, D. A., Prevoist, D., Simard, R. R. and F. P. Chalifour (1999): Dynamics of soluble organic C and C mineralization in cultivated soils with varying N fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 31, 543-550
- Kuzyakov, Y., Friedel, J. K. and K. Stahr (2000): Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biol. Bioch.* 32, 1485-1498

Alkalische Lehm- und Sandböden am Tschadsee als saisonal variierende Weidestandorte

GRAEF, F.¹ und SCHAREIKA, N.²

Einleitung

Diese Arbeit verbindet Bodenkunde, Ethnologie und Tierernährung, um den Zusammenhang ökologischer Standortfaktoren und der davon abhängigen Weidewanderung von rinderhaltenden Wodaabe in der ostnigrischen Tschadsee-Region bei etwa 200-300 mm Niederschlag aufzuzeigen. Für die Woodabe herausragende ökologische Standortqualitäten sind die Unterschiede der Bodentexturen und des damit verbundenen Wasserhaushalts und Futterangebots in der Landschaft (Schareika et al. 2001). Hier lassen sich drei Grundtypen unterscheiden:

- Dünen mit sandigen schnell drainierenden Böden,
- Sedimentebenen mit lehmigen, langsam drainierenden Böden mit hohem Wasserhaltevermögen,
- Sedimentebenen mit alternierenden Decksanden (unter zwei Meter), die sowohl lehmige, langsam drainierende Böden mit hohem Wasserhaltevermögen als auch sandige schnell drainierende Böden mit hohem Wasserhaltevermögen im Unterboden aufweisen.

Wie nun sind die Böden beschaffen und wie wirken sich diese mit der Niederschlagsvariabilität zusammen auf das Futterangebot der Rinder und damit die Standortwahl der Woodabe aus?

Landschaft, Böden, Klima und Vegetation

Die Untersuchungsregion liegt in der so genannten Manga-Ebene, die in früheren Feuchtperioden zum Tschadsee gehörte. Die Böden der Region sind unabhängig von ihrer Textur ausnahmslos basengesättigt und schwach bis stark alkalisch - u.a. auch durch den Einfluss der jährlichen basenreichen Staubeinträge vom nahe gelegenen Tschadseeufer. Nach der Bodenkarte von Bocquier und Gavaud (1964) lassen sich folgende Bodentypen unterscheiden: Sandböden (Arenosols) auf Dünen und Decksanden, sowie tonige bis lehmige Böden (Cambisols, Vertisols, Gleysols, Fluvisols) auf Fluss- und Seesedimenten (Tabelle).

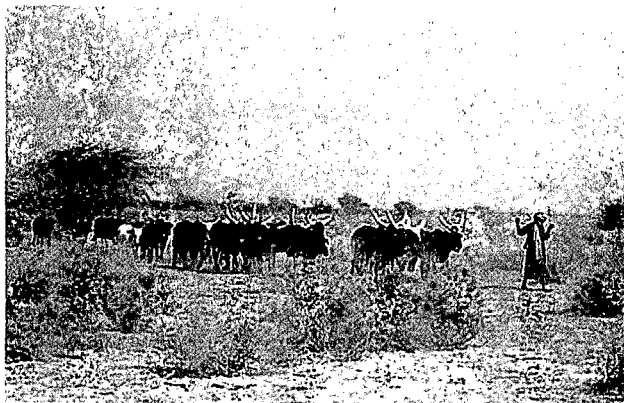


Abbildung 1: Woodabe mit seinen Rindern auf Wanderung

Sowohl die jahreszeitliche als auch die jährliche Niederschlags-Variabilität ist extrem hoch - auf regionalem (20-200 km) als auch auf großem (1-20 km) Maßstab. Graef (1999) zeigte be-

reits an einem 500 mm Standort in West Niger, dass innerhalb von 100 km Niederschlags-Unterschiede von bis zu 300 mm und auf kurzer Distanz bis zu 64 mm km⁻¹ auftreten können. Für die etwas trockenere Mänge-Ebene ist die Variabilität als noch höher einzuschätzen. Die Vegetation ist kleinräumig abhängig vom Standort: Auf den lehmigen Sedimentebenen wächst eine mosaikreiche Gras- und Buschsavanne (Abb. 1), auf den Dünen dagegen eine Baum- und Kurzgrassavanne.

Ergebnisse der Bodenuntersuchungen

Die Lehm Böden haben eine meist hohe elektrische Leitfähigkeit, eine hohe Basensättigung (Tabelle 1) und sie enthalten Karbonate im Unterboden (nicht anal.). Doch selbst sandige Böden, sofern ihre Textur im Unterboden toniger ist, haben diese Eigenschaften. Der pH-Wert der Lehm Böden liegt im Oberboden im neutralen bis schwach alkalischen Bereich und steigt im Unterboden deutlich an bis auf Werte von 9-10. Diese Alkalinität liegt an der kurzen Regenzeit, den geringen Regenmengen und der geringen Wasserleitfähigkeit, was dazu führt, dass die bodenbürtigen Nährstoffe und Salze nicht ausgewaschen werden können. Hinzu kommt, dass die starken Ostwinde karbonat- und salzhaltige Stäube aus dem nahe gelegenen austrocknenden Tschadsee eintragen. Sandböden mit einer höheren Wasserleitfähigkeit haben neutrale bis lediglich schwach alkalische pH-Werte. Der Einfluss des Staubimports lässt sich besonders gut belegen durch die hohe Basensättigung und die freien Salze in den oberen Horizonten der Sandböden. Die Corg -Gehalte sind wie erwartet in Lehm Böden höher als in Sandböden, doch beim verfügbaren Phosphor (Pbray) ist es umgekehrt - ein Hinweis auf höheren Umsatz der organischer Substanz in den gut durchlüfteten Sandböden (Graef 1999). Durch den höheren Ton- und Humusgehalt haben die Lehm Böden eine höhere Kationenaustauschkapazität und mehr basische Nährstoffe. Ihr Wasserspeichervermögen ist um vieles höher, doch die Oberflächen-Infiltrationsgeschwindigkeit ist bis zu 10 mal niedriger als bei den Sandböden (siehe Graef 1999). Dies ist ein wichtiger ökologischer Faktor im Hinblick auf die kurzen jedoch starken Regenfälle. Die zeitliche und räumliche Niederschlagsvariabilität einerseits und die räumliche Verteilung verschiedener Bodentypen andererseits schaffen eine Landschaft mit zeitlich und räumlich sich stark unterscheidenden Futterressourcen für die Rinder der Woodabe.

Ergebnisse der saisonalen Standortwahl

Beginn der Regenzeit: Wanderung von den Sedimentebenen zu den Dünen

Zu Beginn der Regenzeit verlassen die Woodabe die Sedimentebene, wo sie die Trockenzeit verbracht haben, um in die Dünen zu ziehen. Die porösen Sandböden der Dünenzüge nehmen die ersten Regenfälle komplett auf und ermöglichen so ein schnelles Gras- und Kräuterwachstum - im Gegensatz zu den Lehm Böden der Sedimente, wo häufigere Regenereignisse nötig sind, um eine für Pflanzen ausreichende Durchfeuchtung zu erhalten. Wichtigste Futterpflanzen: *Tribulus terrestris*, *Cenchrus biflorus*.

Mitte der Regenzeit: Wanderung von Dünen zu Sedimentebenen mit Decksanden

Während der Regenzeit wandern die Woodabe den Standorten mit maximal frischer Biomasse hinterher. Dies können einerseits kurze Wege von wenigen Kilometern sein, um Futterquellen zu erschließen, auf denen mehr Regenschauer niedergegangen sind. Andererseits bewegen sie sich zunehmend von den schnell wachsenden jedoch auch schnell abreifenden Futterpflanzen auf den Dünen weg zu den langsamer wachsenden Futterpflanzen auf den Sedimentebenen mit angrenzenden Decksand-Standorten. Hier finden sie zu fortgeschrittener Regenzeit die größten Frischfuttermengen. Denn zum einen

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Univ. Hohenheim (310), 70599 Stuttgart / ZALF, Eberswalder Straße 84, 15374 Müncheberg / f-g@bigfoot.com

² Institut für Ethnologie und Afrika-Studien, Univ. Mainz, Forum 6, 55099 Mainz / schareik@mail.uni-mainz.de

sind die "schnellen" Decksandstandorte noch verfügbar und zum anderen werden nun die "langsamen" Lehmbodenstandorte mit sehr hochwertigen Futterpflanzen in Wert gesetzt. Bei letzteren stehen zwei Standortstypen zur Verfügung: a) die regelmäßig für einige Tage überschwemmten Ebenen und b) die während der Regenzeit dauerhaft gefüllten Wasserstellen. Wichtigste Futterpflanzen: Cenchrus biflorus, Panicum laetum, Chloris prieri, Echinochloa colona.

Ende der Regenzeit: Wanderung zu den Sedimentebenen

Gegen Ende der Regenzeit treiben die Woodabe ihre Tiere auf die Sedimentebenen, wo nun die lehmigen Böden optimal mit Wasser versorgt sind und über die Regenzeit hinaus eine Zeit lang feucht bleiben. Hier stellen einige hochwertige Grasarten jedoch vor allem Kräuter, Kletter- und Kriechpflanzen besonders wertvolles, frisches Futter dar. Wichtigste Futterpflanzen: Heliotropium ovalifolium, Ipomoea verticillata, Cucumis melo, Chloris prieri.

Beginn der Trockenzeit: Sedimentebenen (Abb. 1)

Zu Beginn der Trockenzeit welken die Gräser und Kräuter vollständig ab. Auf den Sedimentebenen mit ihren Lehmböden tut sich nun eine weitere Futterquelle auf. Aufgrund des stellenweise Ausbleibens der kurzen starken Regenfälle und der geringen Wasserleitfähigkeit dieser Böden sind Futterstandorte entstanden, auf denen nährstoffreiches Gras in einem frühen Reifestadium abgewelkt ist. Dieses wird nun als hochwertige Quelle abweidet. Auch gibt es hier immer noch Wasserstellen, die generell den Brunnen und der damit verbundenen harten Arbeit vorgezogen werden. Wichtigste Futterpflanzen: Chloris prieri, Colocynthis citrullus.

Trockenzeit: Sedimentebenen und Decksande

Wenn die starken kalten Winde der Trockenzeit einsetzen, bieten die Sedimentebenen den Woodabe und ihren Rindern Schutz durch ihre in Depressionen mosaikartig vorkommende Gehölze. Als Futter müssen nun Büsche und Bäume herhalten.

Die Nomaden sind an die wenigen Brunnen und das Weideland in deren Umgebung gebunden. Wichtigster Futterbaum ist *Salvadora persica*.

Schlussfolgerungen

Befragungen der Woodabe und Untersuchungen der Weidestandorte haben es ermöglicht, das Naturwissen und die Prinzipien der Wanderbewegungen der Nomaden im Südost-Niger besser zu verstehen. Es zeigt sich, dass sich die tierhalterischen Entscheidungen der Wodaabe flexibel an der Variabilität des Wasserhaushalts der Weidegebiete und dem darauf basierenden lokal und saisonal variierenden Futterpflanzen-Angebot orientieren. Letztlich ist die saisonale Weidewanderung eine komplexe durchdachte Methode zur Optimierung der Tierernährung. Das Ziel der Woodabe ist es, die bestmögliche Zusammenstellung von Standortseigenschaften, Futterpflanzen und Nährbedürfnissen der Rinder über die kurze Regenzeit von zwei Monaten hinweg zu erreichen. In gewöhnlichen Niederschlagsjahren verbleiben sie in der Region und folgen dem schnell wechselnden Futterangebot, das sich an den physikalisch unterschiedlichen Bodentypen orientiert, um den höchsten Futterwert während der Regenzeit zu erlangen.

Literatur

Bocquier, G. und M. Gavaud 1964: Carte pédologique de reconnaissance de la République du Niger. Feuille Zinder à 1:500.000. - ORSTOM, Niger.
 Graef, F., 1999: Evaluation of agricultural potentials in semi-arid SW-Niger - (NiSOTER) A soil and terrain study, Hohenheimer Bodenk. Hefte 54. Hohenheim University. 217p.
 Schareika, N., Graef, F., Moser, M. und Becker K., 2000: Pastoral migration as a method of goal-oriented and site-specific animal nutrition among the Wodaabe of South-eastern Niger. DIE ERDE 131: 125-141.

Tabelle 1: Chemische und physikalische Bodeneigenschaften der Standorte

Standortstyp	Boden-typ**	Boden-horizont*	Unter-grenze	Bo-art**	pH (H2O)	E.L. dS/m	Pbray mg/kg	C org %	Na K Ca Mg				KAK	BS %	Na-Sättigung %	
									cmol/Kg							
Düne	ARh	AC	20	s	6,2	0,06	19,9	0,14	0,1	0,7	1,8	0,7	2,5	135	5,9	
		C	100	s	6,8	0,02										
Sed.-Ebene	GLks	Ahg	10	sl	7,0	0,07	4,62	0,56	0,6	0,9	3,6	2,4	7,0	109	9,1	
		Bg	26	sl	8,2	0,22										
		Bgk	50	sl	9,0	0,36			6,2	0,3	2,6	1,0	7,5	135	81,8	
S.E/D.S.*	ARhs	AC	10	s	8,0	0,04	16,4	0,11	0,1	0,8	1,5	0,5	3,3	89	4,3	
		2Cw	100	s	9,0	0,08	1,92		1,7	0,5	2,2	1,1	5,6	97	30,4	
Sed.-Ebene	CMcs	Ahk	10	sl	8,7	0,11	3,11	0,33	0,6	1,0	6,0	1,2	7,5	116	7,8	
		Btk	40	sil	9,5	0,39										
		Btck	64	sil	10,2	1,03			13,5	0,5	0,1	0,0	12,4	114	108,3	
S.E/D.S.*	ARc	ACK	10	s	8,4	0,07	20,5	0,23	0,1	0,9	4,2	0,8	5,3	115	1,7	
		Ahbk	27	ls	8,7	0,07			0,4	0,8	5,9	1,0				
		Cwck	95	ls	8,9	0,10										
Sed.-Ebene	LVks	Ah	6	ls	7,4	0,03	3,71	0,38	0,2	1,0	4,2	1,6	6,7	106	3,1	
		2Btk	38	sl	7,9	0,05										
		2BC	70	sil	8,5	0,14			3,0	0,3	4,5	1,3	8,9	102	33,4	
Düne	ARh	Ah	25	s	7,7	0,02	12,1	0,11	0,1	0,4	1,6	0,6	2,4	110	3,7	
		Cw	100	s	7,8	0,01			0,1	0,1	1,4	0,5	2,3	92	2,7	
Sed.-Ebene	CMcs	Ahg	14	sil	7,3	0,04	1,01	0,29	0,5	0,9	3,5	3,2	7,5	109	6,9	
		Btcs	38	cl	9,1	0,18										
Sed.-Ebene	CMgc	Ah	10	sl	7,6	0,07	20,2	0,30	0,9	1,0	4,7	2,0	7,6	112	11,8	
		Bcks	65	sl	8,5	0,39										
S.E/D.S.*	GLks	AC	6	s	8,4	0,07	12,1	0,27	0,3	0,8	3,5	0,7	4,8	110	6,2	
		2Ahb	18	sl	9,2	0,07										
S.E/D.S.*	CMca	3Cgk1	59	sl	10,1	1,94			14,1	0,4	0,2	0,0	9,0	165	157,3	
		Ah	14	ls	8,8	0,05	4,55	0,23	0,7	0,9	4,9	1,5	7,0	114	10,4	
		AB	26	ls	9,7	0,33										
		2Btckg	100	sil	10,4	1,21			16,2	0,1	0,0	0,0	11,2	146	144,6	

* Sedimentebenen alternierend mit Decksanden; ** FAO-Klassifikation (1997). ARh - Haplic Arenosol, GLks - Sodi-calcic Gleysol, ARhs - Sodi-haplic Arenosol, ARGs - Sodi-gleyic Arenosol, CMvc - Calcari-vertic Cambisol, CMcs - Sodi-calcic Cambisol, ARc - Calcari-calcic Arenosol, LVks - Sodi-calcic Luvisol, CMcs - Sodi-calcic Cambisol, CMgc - Calcari-gleyic Cambisol, GLks - Sodi-calcic Gleysol, CMca - Areni-calcic Cambisol

Einfluß von Wurzelabscheidungen und deren mikrobieller Umsetzung auf die P-Dynamik in der Rhizosphäre

A. Gransee, A. Deubel und W. Merbach

Einleitung

Höhere Pflanzen geben beachtliche Mengen an organischen Verbindungen in die Rhizosphäre ab (Schilling et al., 1998). Diese Wurzelabscheidungen können entweder direkt (über die Mobilisierung schwerlöslicher Verbindungen) oder indirekt (erhöhte Aktivität von Rhizosphärenmikroorganismen) die Mineralstoffernährung der Pflanzen beeinflussen. Zur Untersuchung dieser Zusammenhänge sollte ein Verfahren zur Gewinnung der Wurzelabscheidungen aus festen Substraten entwickelt werden. Der Einfluß dieser abgegebenen Verbindungen auf das Phosphatlösungsvermögen von zwei Bakterienstämmen (*Pantoea agglomerans* und *Pseudomonas fluorescens*) und auf die Phosphatlöslichkeit im Boden wurde untersucht.

Material und Methoden

Pflanzenanzucht

Für die Untersuchungen wurden Maispflanzen der Sorte *Becemara* verwendet. Die Anzucht erfolgte in Plaströhren (20 cm Höhe; 10 cm Durchmesser) in 4 Wiederholungen mit Quarzsand als Substrat. Die Wasser- und Nährstoffversorgung waren optimal mit Ausnahme des Phosphates, bei dem es eine Mangelvariante gab. Die Maispflanzen wurden im Alter von 3 Wochen für 3 Tage in eine ¹⁴CO₂-haltige Atmosphäre überführt, nach dieser Zeit vorsichtig aus dem Substrat entnommen und zur Gewinnung der wasserlöslichen Wurzelabscheidungen für zwei Minuten in 20 °C warmes Wasser getaucht. (Einzelheiten vgl. Gransee und Wittenmayer 2000). Die Fraktionierung in die Stoffgruppen Zucker, Aminosäuren/Amide und Carbonsäuren erfolgte nach der Gefriertrocknung der gewonnenen Abscheidungen mit Hilfe von Kationen- und Anionenaustauschern. Die Einzelverbindungen in den jeweiligen Stoffgruppen konnten dann mit einem HPLC-System ermittelt werden (Einzelheiten zur Konfiguration des Systems bei Gransee und Wittenmayer, 2000).

Bakterienkultivierung

Für die Untersuchungen wurden die Bakterienstämme *Pantoea agglomerans* und *Pseudomonas fluorescens* ausgewählt. Das Phosphatlösungsvermögen der beiden Stämme wurde in MUROMCEV- Nährlösung (bestehend aus Glucose, Asparagin und Salzen) mit Zusatz von tertiärem Calciumphosphat quantitativ bestimmt.

Die Hauptkultur erfolgte 7 d bei 28 °C in Blutkonservenflaschen mit 30 ml Nährlösung + 29 mg Ca₃(PO₄)₂, die mit 500 µl Inokulum beimpft wurden. Die Glucose wurde dann durch die prozentuale Zusammensetzung der Zucker, wie sie in Wurzelabscheidungen gefunden wurden ersetzt. Der Gesamtanteil der Zucker blieb dabei stets 1%. Das gelöste Phosphat wurde nach Ende der Wachstumszeit in der Nährlösung gemessen (Deubel und Gransee, 2000).

Ergebnisse und Diskussion

Die Tabelle 1 zeigt die Zusammensetzung der Zuckerfraktion von Maiswurzelabscheidungen in Abhängigkeit von der P-Versorgung der Pflanzen

Tab. 1: Relative Zusammensetzung der Zuckerfraktion in den Wurzelabscheidungen von Maispflanzen in Abhängigkeit von der P-Düngung (Angaben in %).

Zucker	mit P-Düngung	ohne P-Düngung
Glucose	46	18
Ribose	8	13
Saccharose	23	6
Fructose	23	8
Fucose	0	4
Xylose	0	18
Galactose	0	18
Arabinose	0	15

Die analysierten Einzelverbindungen zeigen sowohl qualitativ als auch quantitativ eine deutliche Abhängigkeit von der P-Versorgung der Pflanzen. Zuerst fällt auf, daß sich bei einem ausreichenden P-Angebot nur vier Zucker nachweisen lassen, wobei Glucose mit fast der Hälfte den größten Anteil hat. Wurden die Pflanzen unter P-Mangel angezogen finden sich in den über die Wurzel abgegebenen Verbindungen vier weitere Zucker (Xylose, Fucose, Galactose und Arabinose). Außerdem ändert sich auch die Zusammensetzung

der Zuckerfraktion, was am deutlichsten bei der Glucose sichtbar wird, deren Anteil auf 17% zurückgeht. Es stellte sich nun die Frage welche Auswirkungen diese Verschiebungen in der Zuckerfraktion auf das Phosphatlösungsvermögen P-mobilisierender Bakterienstämme haben. Die Abbildung 1 zeigt die Ergebnisse der entsprechenden Versuche mit $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ als P-Quelle.

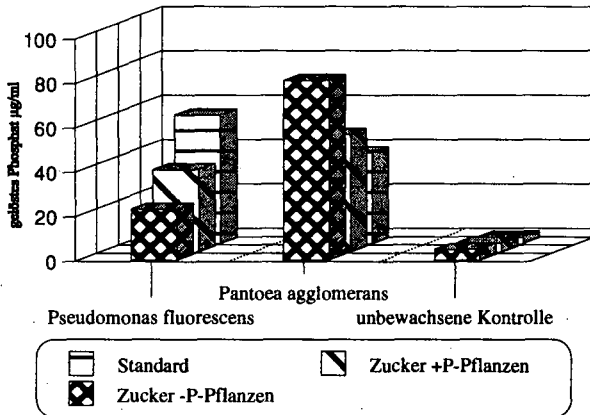


Abb. 1: Einfluß der Zuckerzusammensetzung von Wurzelabscheidungen von Maispflanzen auf das Phosphatlösungsvermögen von zwei Bakterienstämmen

Es ist zu erkennen, daß die zwei Bakterienstämme in der Lage sind beträchtliche P-Mengen in der Standardvariante zu lösen. Werden ihnen Zucker angeboten, die denen von Wurzelabscheidungen von Maispflanzen entsprechen, reagieren die Bakterien darauf deutlich. Dabei verringert sich bei *Pseudomonas fluorescens* die gelöste P-Menge. Bei *Pantoea agglomerans* steigt sie dagegen an, und zwar besonders stark, wenn Zucker von Wurzelabscheidungen der P-Mangelpflanzen angeboten wurden. Die Ergebnisse zeigen, daß die unterschiedliche Zusammensetzung der Wurzelabscheidungen einen großen Einfluß auf die physiologischen Leistungen (in diesem Fall das P-Lösungsvermögen) von Rhizosphärenmikroorganismen ausübte. Anschließend sollte deshalb geprüft werden, welche Einzelzucker besonders effektiv bei der P-Mobilisierung durch die Bakterien waren. Die Abbildung 2 zeigt diese Ergebnisse.

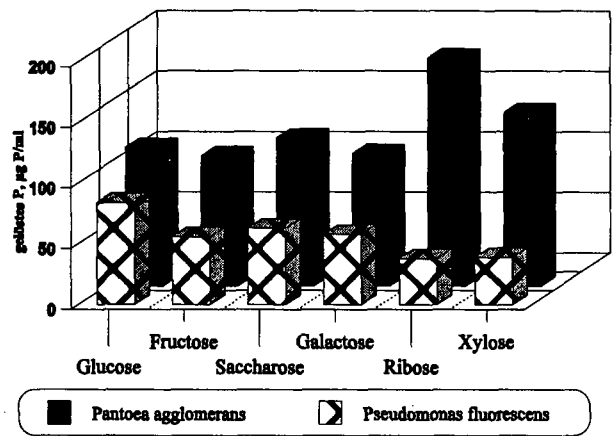


Abb. 2 Einfluß der einzelnen Zucker aus Wurzelabscheidungen von Maispflanzen auf das P-Lösungsvermögen von zwei Bakterienstämmen.

Die Abbildung zeigt deutlich, daß die Art des Einzelzuckers einen ganz wesentlichen Einfluß auf das Phosphatlösungsvermögen der untersuchten Bakterienstämme ausübt. Dabei sind Ribose und Xylose in ihrer Wirkung besonders effektiv. Dies waren aber genau die Zucker, welche in den Wurzelabscheidungen von P-Mangelpflanzen verstärkt auftraten. Es scheint somit einen deutlichen Zusammenhang zwischen der Zusammensetzung der Wurzelabscheidungen und dem P-Mobilisierungsvermögen zu geben. Unklar bleibt, worauf der Mechanismus der veränderten Leistung der Rhizosphärenmikroben bei unterschiedlichen C-Quellen beruht.

Zusammenfassend kann gesagt werden, daß die Wurzelabscheidungen von Maispflanzen in ihrer Zusammensetzung in starkem Maße von der P-Ernährung der Pflanzen abhängen und diese Wurzelabscheidungen einen deutlichen Einfluß auf das P-Lösungsvermögen von Bodenbakterien ausüben.

Literatur:

Deubel, A., Gransee, A. and W. Merbach (2000): Conversion of organic rhizodeposition by rhizosphere bacteria and its influence on the availability of tertiary calcium phosphate. *J Plant Nutr. and Soil Science* 163, 387-392.

Gransee, A., Wittenmayer, L. (2000): Quantitative and qualitative analysis of water-soluble root exudates in relation to plant species and development. *J Plant Nutr. and Soil Science* 163, 381-385.

Schilling, G., Gransee, A., Deubel, A., Lezovic, G., Ruppel, S. (1998): Phosphorus availability root exudates and microbial activity in the rhizosphere. *Z. Pflanzenern. Bodenk.* 161(4), 465-478.

Zeitliche und räumliche Ausbreitung der Wurzeln ausgewählter Baumarten im Rohboden einer Halde des Ostthüringer Uranbergbaugesbietes

von Martin Heinze¹, Guido Jahn, Hartmut Sänger, Frank Wittau und Mirko Köhler

Einleitung

Von 1945 bis 1991 wurde von der ehemaligen SDAG Wismut in Thüringen und Sachsen Uranerz abgebaut. Die hinterlassenen Bergehalden und Aufbereitungsrückstände sind durch eine Abdeckung vor eindringendem Sickerwasser und Luftsauerstoff zu schützen, um die Freisetzung und Auswaschung bedenklicher Stoffe, z. B. von Schwermetallen, zu verhindern. Außerdem soll der Austritt von Radon unterbunden werden.

Eines dieser Hinterlassenschaften ist die Industrielle Absetzanlage (IAA) Culmitzsch. Sie ist aus einem Uranerztagebau hervorgegangen, in den nach seiner Stilllegung Uranerz-Aufbereitungsrückstände eingespült wurden.

Die mineralischen Abdeckungen bestehen aus einer Dämmschicht gegen Wasser- und Luftdurchtritt und einer darüberliegenden Speicher- und Kulturschicht zum Schutz der Dämmschicht und zur Begrünung.

Die Speicher- und Kulturschicht soll dicht durchwurzelt und begrünt sein, um die Abdeckung vor Erosion zu schützen und um die Evapotranspiration zu maximieren und die Versickerung zu minimieren. Die Wurzeln sollen aber die Dämmschicht im Liegenden nicht durchdringen.

Die vorliegende Arbeit soll klären, wie tief verschiedene Baumarten in das frei durchwurzelnbare, pflanzenfreundliche Substrat der sogenannten Lokhalde am ehemaligen Tagebau Culmitzsch eindringen und wie sich das Wurzelwerk in Abhängigkeit von der Zeit nach der Tiefe und nach der Seite ausbreitet. Insbesondere interessiert, wann und in welcher Tiefe die Bäume ihr Tiefenwachstum auch in frei durchwurzelnbarem Substrat einstellen. Das Material der Lokhalde ist zur Abdeckung der IAA vorgesehen.

Die Arbeit soll auch allgemein zur Kenntnis beitragen, wie Waldbäume Rohböden durchwurzeln.

Material und Methoden

Die Lokhalde an der IAA Culmitzsch liegt im Landkreis Greiz im nördlichen Thüringer Vogtland in einer Höhe von 320 m . N.N.

(mittlere Jahresniederschlagssumme 631 mm, Jahresdurchschnittstemperatur 8,0 C).

Die Halde besteht aus den nicht oder wenig uranhaltigen Zwischenschichten und dem Deckgebirge der Lagerstätte Culmitzsch: rote und graue Sand-, Schluff- und Tonsteine des Zechsteins und Buntsandsteins. Die Bodenart ist ein schwach- bis mittelschluffiger Sand mit 30 Vol.-% Grobboden, der Bodentyp ein Lockersyosem. Alle Proben enthalten Kalk (0,13 – 8,87 Masse-% CaCO₃). Das Substrat reagiert neutral.

Als natürliche Waldgesellschaft wird für das Untersuchungsgebiet ein Kiefern-Eichen-Wald mit Rotbuche angenommen (SCHRAMM et al. 1970). Auf den Halden hat eine Sukzession eingesetzt, die teils durch Aufforstungen gelenkt wird.

Auf der Lokhalde wurden 1971 Schwarzpappel (*Populus nigra* s. l.), Balsampappel (*Populus trichocarpa*), Schwarzerle (*Alnus glutinosa*), Winterlinde (*Tilia cordata*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) gepflanzt. Gemeine Birke (*Betula pendula*) und Salweide (*Salix caprea*) flogen ein. Die Aufforstung ist heute ein wuchsigter Mischbestand.

Im Jahr 1999 wurde an 39 Schürfen die Wurzeltracht von Schwarzerlen, Winterlinden, Robinien, Salweiden und Birken an einer Profilwand freigelegt. An der Wand wurde die Dichte der Grob- und Feinwurzeln (> 2mm bzw. ≤ 2mm Durchmesser) ausgezählt (BÖHM 1979). Aus den Primärdaten wurden für die Fein- und Grobwurzeln die mittlere Wurzeldichte je 1-dm-Bodenlage und die mittlere Wurzeldichte des Gesamtwurzelraumes errechnet.

Zur Ermittlung der Wuchsdynamik wurden von jeweils 3 Individuen je Baumart Tiefen- und Seitenwurzeln, Stamm und Äste einer Jahrringanalyse unterzogen (s. KRAMER und AKA 1995, VATER 1927).

Ergebnisse

Die Intensität der Durchwurzelnung nimmt bei allen Baumarten nach unten ab. Sie ist zwischen den Arten und innerhalb einer Art verschieden. Die mittlere Feinwurzeldichte im Gesamtwurzelraum bewegt sich zwischen 4 Feinwurzeln/dm² bei Robinie und 7 bei Birke.

Keine der untersuchten Baumarten hat 30 Jahre nach der Pflanzung das vertikale und horizontale Wachstum abgeschlossen. Meist wurzeln die Bäume im untersuchten lockeren Bergematerial tiefer als in natürlichen Böden, die nach unten hin stärker verdichtet sind (s. HEINZE und SÄNGER 1996 a, b).

Die Bäume breiten ihre Wurzeln auch nach der Seite aus und verlassen die Kronenvertikalprojektionsflache, insbesondere solche Baumarten, die zu Wurzelbrut neigen, wie Schwarzerle und Robinie. Als Beispiel sei eine Robinie gezeigt (Abb. 1).

Die Tiefenwurzeln wuchsen bei diesem Baum in den ersten 30 Jahren zwischen 4 und 16 cm/Jahr zu. Die Seitenwurzeln verlängerten sich bis zum Alter von

¹ 07427 Schwarzburg, Thüringer Fachhochschule für Forstwirtschaft

17 Jahren nur wenig (maximal 7,5 cm/Jahr). In den Folgejahren stiegen die Zuwächse aber kontinuierlich bis zu einem Maximum von 180 cm/Jahr an.

Die maximalen Wurzeltiefen wurden über eine ausgegrabene Tiefenwurzel meist etwas tiefer gefunden als über die Profilwandmethode.

Sie schwanken zwischen 1,0 m bei Salweide und 3,0 m bei Schwarzerle.

Diskussion

Vorhergehende Untersuchungen auf Halden und auf natürlichen Standorten mit dichten Schichten bzw. Horizonten im Untergrund mit der Profilwandmethode (HEINZE und SÄNGER 1996) hatten gezeigt, dass die Bäume (u.a. Rotbuche, Eiche, Kiefer, Lärche) kaum tiefer als 1,5 m wurzeln. Diese Auffassung muss auf Grund der hier vorliegenden Befunde modifiziert werden.

In frei durchwurzelbaren Boden dringen die Wurzeln bereits in den ersten 30 Lebensjahren eines Baumes meist tiefer ein, und ein Abschluss des Wurzelwachstums in die Tiefe (asymptotischer Kurvenverlauf) ist noch nicht zu erkennen. Deshalb bleibt die Frage, inwieweit Wurzeln künstlich hergestellte Dichtschichten in der Tiefe angreifen und durchdringen, nach wie vor ohne sichere Antwort.

Literatur

BÖHM, W. (1979): Methods of Studying Root Systems. Springer-Verlag Berlin, Heidelberg, New York, Tokio.

HEINZE, M., und SÄNGER, H. (1996 a): Untersuchungen zur Langzeitwirkung von Abdeckschichten unter dem Einfluss einer möglichen Durchwurzelung. Abschlussbericht. Wismut GmbH Chemnitz, unveröff.

HEINZE, M., und SÄNGER, H. (1996 b):

Die Durchwurzelung künstlicher Rohböden auf Halden. Erste Erkenntnisse von Untersuchungen im Bereich des thüringisch-sächsischen Uranbergbaus. Geowissenschaften 14, Heft 11, S. 467 - 469

JAHN, G. (2000): Untersuchungen zur Wurzelndynamik und Durchwurzelung anthropogener Rohböden ausgewählter Baumarten auf einer Halde im ostthüringischen Uranbergbaugbiet. Diplomarbeit, Schwarzburg 2000, unveröff.

KRAMER, H., und AKÇA, A. (1995): Leitfaden zur Waldmesslehre. 3. Aufl., Sauerländer's Verlag Frankfurt am Main.

SCHRAMM, H.-J., SCHWANECKE, W., BACH, H., GRALKA, B., KÖRNER, W., und MÜLLER, H. (1970):

Erläuterungen zur Standortskarte des Staatlichen Forstwirtschaftsbetriebes Gera. Teil Schiefer. VEB Forstprojektion Potsdam, Betriebs- teil Weimar 1970.

VATER, H. (1927): Die Bewurzelung von Kiefer, Fichte und Buche. Tharandter Forstliches Jahrbuch, S. 65-85

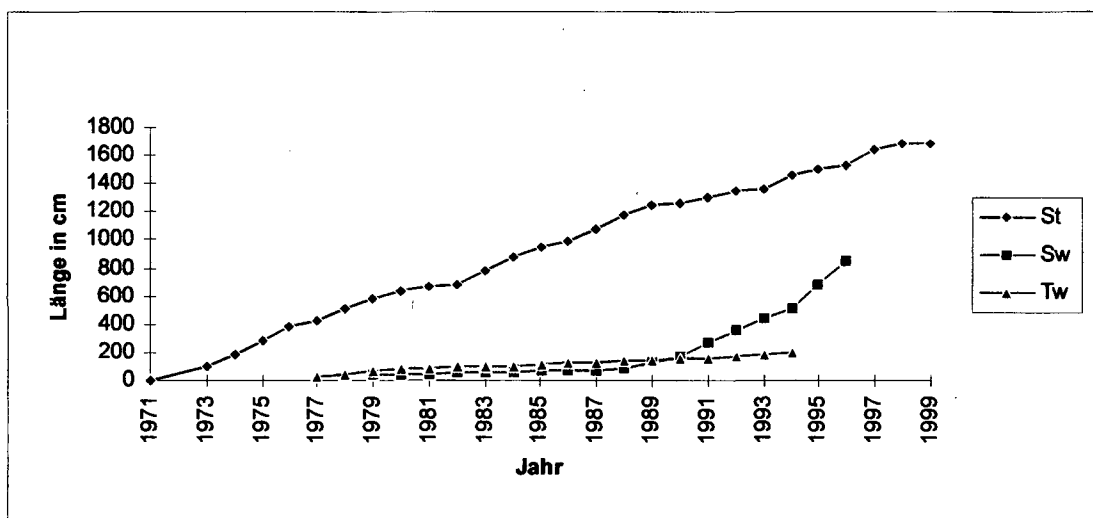


Abb. 1: Wachstumskurven von Stamm (St), Seitenwurzel (Sw) und Tiefenwurzel (Tw) einer Robinie

Inventur und räumliche Modellierung von Böden auf preagro Untersuchungsflächen in unterschiedlichen Landschaften Deutschlands

R. Herbst, G. Reimer und J. Lamp

1. Einleitung

In einem vom BMBF geförderten Forschungsprojekt über teilflächenspezifische Managementsysteme (*preagro*: PA, Precision Agriculture) werden von der AG Bodeninformatik der Universität Kiel effiziente Methoden für die Bodeninventur und die Ableitung von Funktionskarten als Basis für diverse Applikationen entwickelt (Lamp et al. 2001).

2. Untersuchungsgebiete

Insgesamt werden in sieben Bodenlandschaften auf 11 verschiedenen Betrieben mit mehr als 60 Schlägen in ganz Deutschland Bodendaten erhoben und ausgewertet (Abb.1 mit vereinfachter BÜK, BGR 1995).

2. Geostatistische Auswertung

Auf verschiedenen PA Untersuchungsflächen wurden Rasterkartierungen bis 25m Auflösung durchgeführt und geostatistisch am Beispiel von ausgewählten Bodenfunktionen ausgewertet (Ton und Sand im Ap, nutzbare Feldkapazität und Kationenaustauschkapazität im effektiven Wurzelraum). Die sich ergebenden geo-strukturellen Verteilungen der Variogrammfunktionen (Abb. 2a) dienen als Grundlage, um Beprobungsabstände zur direkten Interpolation von Bodenfunktionen mit dem Krige-Verfahren zu definieren. Als Kenngröße für Erhebungsdichten wurde aus den Variogrammen die effiziente Distanz (De) bzw. die bevorzugte Distanz (Dp) definiert, die 1/2 bzw. 2/3 der geo-strukturellen Varianz erfassen (Herbst et. al. 2001).

3. Regelbasierte Bodenlandschaftsmodellierung

Als Grundlage für die regelbasierte Bodenlandschaftsmodellierung werden qualitativ hochwertige Vorinformationen (Ertrag, Bodenschätzung, Leitfähigkeit, Relief, Luftbilder) hinsichtlich ihrer Aussagekraft für Bodenfunktionen bewertet (Tab. 4, Eichung über Bohrstockkartierung) und über deduktive Methoden teilautomatisiert modelliert und ausgewertet (mit GIS u. Datenbank, Abb. 5). Im Aufbau ist eine Fuzzy-Datenbank, in der Regeln für die Bodenlandschaftsmodellierung mit TRCS digital gespeichert werden (Ameskamp 1997, Tab. 6).

3. Ergebnisse

1. Die Bodenheterogenität wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst, besonders die Jungmoränen-Landschaften variieren sehr kleinräumig, Löss- und Deckschicht-Landschaften über quartären bzw. mesozooischem Sedimenten wechseln im mittleren Bereich. Relief und Textur beeinflussen insbesondere die nutzbare Feldkapazität und das Ertragspotential.

2. Variogrammfunktionen haben sehr unterschiedliche Formen (meistens sphärisch und Gauss-verteilt) bei stark variierendem „Nugget Effect“ von 10 bis 50% (Abb. 2a). Die räumlichen Distanzen für die direkte Interpolation sind im Oberboden weiter (Homogenisierung durch Bewirtschaftung) als im Unterboden. Für Ton und Sand liegen die effizienten Probenahmedistanzen im Mittel bei 85m (Dp ~50m), für die Kationenaustauschkapazität im effektiven Wurzelraum bei ~50m (Dp~40m) und für die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum bei ~30m (Dp ~20m, s. Tab.3). Hieraus ergeben sich geostatistisch Inventurdichten von 4 bis 16 Bohrungen/ha.

3. Die engen Probenahmedistanzen erfordern eine aus Kostengründen für das PA nicht akzeptierbare Anzahl an Erhebungen, so dass hochauflösende Bodenfunktionskarten nur unter Zuhilfenahme von hochwertigen Vorinformationen zu gewinnen sind.

4. Die aus der Vielfalt der Ausgangsmaterialien, der Prozesse der Bodengenese und der unterschiedlichen Wirkungen der Böden in den Landschaften definierte hohe Bodenheterogenität führt dazu, dass die Aussagekraft von Vorinformationen zwischen und innerhalb von Landschaften auf den einzelnen Schlägen variiert. Es ist somit notwendig, die Bodenlandschaftsmodellierung nur teilautomatisiert durchzuführen, um lokales Expertenwissen (Bodenkundler, Landwirte) einbeziehen zu können.

4. Literatur

Ameskamp, M. (1997): Three-Dimensional Rule-Based Continuous Soil Modelling, Dissertation, Inst.f.Informatik, Universität, Kiel

BGR (1995): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland. BGR, Außenstelle Berlin

Herbst,R., J. Lamp, G.Reimer (2001): Inventory and spatial modelling of soils on PA pilot fields in various landscapes of Germany. In: Grenier/Blackmore: 3rd Europ. Conf. PA, Vol.1, 395-400, Montpellier

Lamp, J., R. Herbst and G. Reimer (2001): Precise and efficient soil surveys as basis for application maps in Precision Agriculture, 3rd Europ. Conf. PA, Vol.1, 49-52, Montpellier

Danksagung: Die Daten für die Arbeit wurden im Rahmen des BMBF Verbundprojektes „*preagro*“ erhoben.

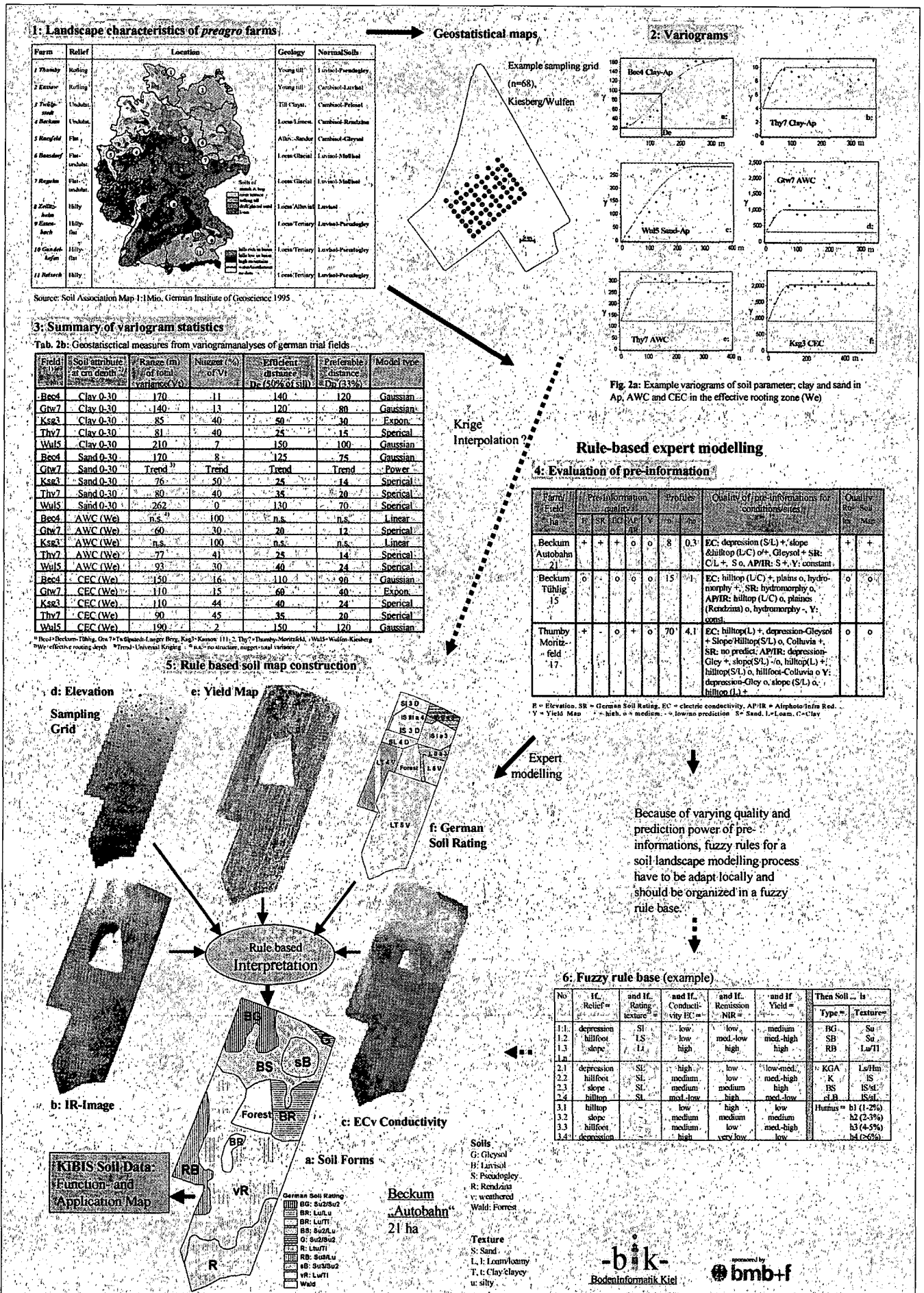


Abbildung 1: Übersicht zur Geostatistik und expertengestützten Bodenmodellierung

Untersuchung des Wasser- und Nitrattransportes in agrarisch genutzten, rekultivierten Kippenböden mittels Multitracer-Einsatz in Lysimetern

S. Knappe¹, R. Russow¹, H.Rupp¹, W. Richter² und R.Meißner¹

1 Problemstellung

Im Ergebnis des Braunkohlentagebaus im Mitteldeutschen Braunkohlenrevier südlich Leipzigs werden hier rund 170 km² Kippenlandfläche sowie 70 km² Seefläche hinterlassen (HILDMANN, 1993). Aufgrund der Wechselwirkungen zwischen rekultivierter Bodenschicht, Kippe, See und Grundwasser ergeben sich dabei spezifische Probleme zur Stoff- und Wasserbewegung in der ungesättigten Zone unter den rekultivierten Bergbaufolgeflächen. Diese werden verursacht durch die physikalischen und chemischen Eigenschaften der aufgetragenen Schicht aus Oberboden und den darunterliegenden, verkippten und damit extrem heterogenen Substraten. Es handelt sich dabei um die Bodenform eines Regosols aus Kipp-Sandlehm, der als schwach karbonathaltig, über tiefen Fein- und Mittelsand, schwach schluffig, schwach bis stark kohlehaltig angesprochen wurde (KA4, 1994; WEISE, 1996).

Zur Untersuchung der komplexen Zusammenhänge zwischen Wasser- und Stoffhaushalt hat sich die Stabilisotopen-Tracertechnik bewährt (BOWMAN, 1984; BEHRENS, 1986; BUCHTER et al., 1995; RUSSOW et al., 1995, 1996). Davon ausgehend sollten mit Hilfe von Tracermethoden ein Beitrag zur Aufklärung des Wasser- und Stofftransportes unter den besonderen Bedingungen stark heterogener und versauerter Kippenböden in Lysimetern erbracht werden. Die konkreten Aufgaben in der vorliegenden Studie bestanden in:

- Messung der Wasserbewegung und -verweilzeit mittels D₂O-Impulsmarkierung.
- Untersuchung der Nitratverlagerung sowie der Festlegung im Boden und der Pflanzenaufnahme durch [¹⁵N]Nitrat-Impulsmarkierung.
- Nutzung von Bromid als konservativer Tracer und Vergleich mit D₂O (idealer Wassertracer) und [¹⁵N]Nitrat.

2 Material und Methoden

2.1 Lysimeter- und Boden

L 12/1 und L 12/3: Standort Brandis; 3 m tiefe, 1m² große, monolithische, wägbare Lysimeter mit Boden: (Regosol) von der Kippe Espenhain.

L124: Standort Falkenberg; 1,75 m tiefes, 1 m² großes, geschüttetes, wägbares Lysimeter mit Substraten vom Gewinnungsort der monolithischen Lysimeter

2.2 Durchführung des Multitracer-Versuche

Die Tracerapplikation erfolgte mit:

Wasser: 150 ml D₂O pro Lysimeter (1m²), Anreicherung ca. 90 At.-%

Nitrat: 7,3 g KNO₃ pro Lysimeter (1m²) entsprechend 1 g Stickstoff/m², Anreicherung ca. 95 At.-%

Bromid: 22,3 g KBr pro Lysimeter (1m²) entsprechend 15 g/m² Bromid.

Die Tracersubstanzen wurden in einem Liter Wasser je Lysimeter gelöst ausgebracht und mit weiteren 2 l Wasser eingespült. Die Markierung erfolgte am 13.11.1998.

Für die Beschreibung der ¹⁵N, D₂O und Br-Analytik der Proben wird auf die ausführliche Darstellung in RUSSOW et al., 1996 verwiesen.

3 Ergebnisse

Untersuchungen im Rahmen eines scaling up zum Wasserhaushalt dieser Bodenform ergaben trotz großer Heterogenität der Bodenprofile bei Sickerwasserbildung und Evapotranspiration nahezu identische Werte. Demgegenüber spiegelte der Stoffhaushalt in Abhängigkeit von Substrat und damit verbundenem pH Wert deutlich die zu erwartende Heterogenität wider (KNAPPE et al., 1999 a, b).

Daß jedoch die Art des Wasserflusses und damit auch der Stofftransport in den Bodenkernen durch die aufgezeigten Heterogenitäten beeinflusst wird, ist aus den Austragskurven der verschiedenen Tracer (Abb.1) ableitbar. Allein der visuelle Vergleich der Kurvenverläufe zeigt im Gegensatz zur nahezu gleichlaufenden Sickerwasserbildung der beiden Lysimeter erhebliche Unterschiede zwischen den Bodenkernen auf.

Um einen quantitativen Vergleich zu ermöglichen, werden folgende, in Tabelle 1 zusammengestellte, charakteristische Kennwerte herangezogen:

- Durchbruchvolumen (DBV) in l, das ist das Sickerwasservolumen, in dem die Tracerkonzentration erstmalig signifikant über dem Untergrund lag.
- Traceraustrag AT500, das ist die mit 500 l Sickerwasser ausgetragene Tracermenge.

Betrachtet man die Ergebnisse in Tabelle 1, so zeigt der Bodenkern 12/1 gegenüber 12/3 bei D₂O, Bromid und Nitrat deutlich kleinere Durchbruchvolumina und wesentlich größere transportierte Tracermengen bezogen auf 500 l Sickerwasser (AT 500). Für den durch starke Heterogenität dieser rekultivierten Berbaufolgeböden erwarteten unterschiedlichen Transportmechanismen läßt sich daraus ableiten, daß kurze Durchbruchzeiten (niedrige Durchbruchvolumina) und hohe Tracerausträge im Lysimeter 12/1 auf den vorwiegenden Transport über bevorzugte Fließwege zurückzuführen sind. Hohe Durchbruchvolumina verbunden mit niedrigen Tracerausträgen im Lysimeter 12/3 repräsentieren dagegen eher den Typ einer Pfropfenströmung (Pisten Flow) und/oder den Einfluß von Stauschichten. Mehrfacher Wechsel von ansteigendem und gleichbleibendem Verlauf der Austragskurve lassen auf den Transport über ein Kaskadenmodell schließen.

Im Vergleich dazu verhält sich der geschüttete Boden gleicher Herkunft in der Lysimeterstation Falkenberg widersprüchlich. Die Durchbruchvolumina sind aufgrund der kürzeren Bodensäule (1,75 m statt 3 m) erwartungsgemäß kleiner. Der Traceraustrag mit 500 l Sickerwasser ist bei D₂O relativ hoch und vergleichbar mit dem Lysimeter 12/1. Im Gegensatz dazu ist der Br-Austrag mit einem AT500-Wert von 3,9 % sehr gering. Das bedeutet, daß in dem geschütteten Boden der Br-Austrag im Vergleich

S. Knappe¹, R. Russow¹, H.Rupp¹, W. Richter² und R.Meißner¹
UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Theodor-Lieser-Str. 4,
D-06120 Halle

¹Sektion Bodenforschung

²Sektion Hydrogeologie

e-mail: knappe@bdf.uzf.de

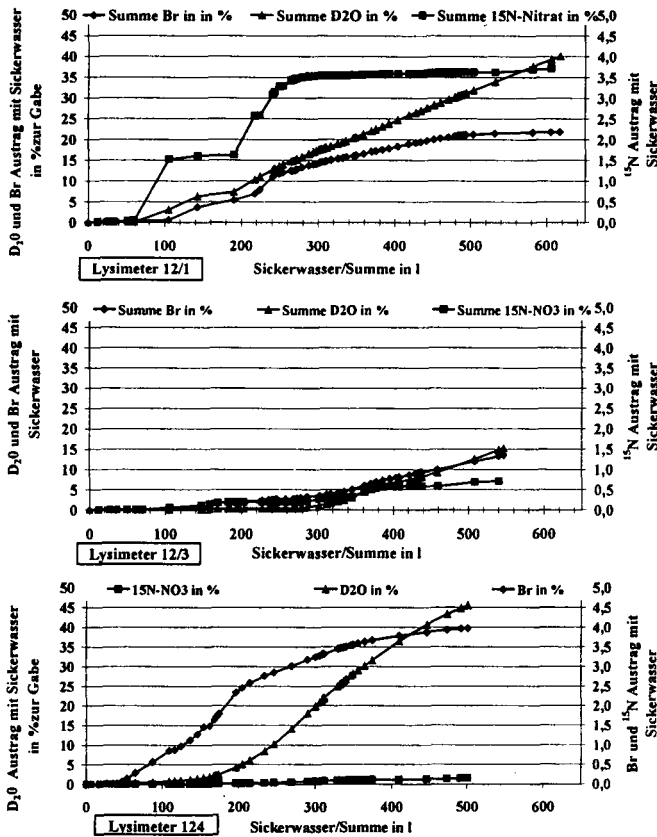


Abb. 1: Kumulativer Austrag an Bromid, [15NH]Nitrat und D₂O in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge Lys12/1, Lys12/3, L124

zur Wasserbewegung behindert ist. Das wiederum widerspricht Untersuchungen an natürlichen, landwirtschaftlich genutzten Böden (RUSSOW et al., 1996, RUSSOW & KNAPPE, 1999). Auf Grund des Anionenausschlußeffektes eilt in natürlichen Böden das Anion Bromid der markierten Wasserfront leicht voraus (DBV Br < D₂O).

Tab. 1: Durchbruchsvolumen (DBV) in l Sickerwasser und Austrag mit 500 l Sickerwasser (AT500) als Austrag in % zur Gabe - Vergleich der drei Lysimeterprofile

Lys.	Art	Durchbruchsvolumen			Austrag nach 500 l		
		in l			in % zur Gabe		
		Br	D ₂ O	¹⁵ N	Br	D ₂ O	¹⁵ N
L 12/1	Monolith	120	82	60	21	32	3,6
L 12/3	Monolith	105	147	70	12	13	0,7
L 124	geschüttet	48	30	38	4	46	1,5

Die Sickerwässer aus Kippenböden sind infolge der Pyritoxidation in den tertiären Substraten teilweise extrem sauer (pH-Werte <2). Daß daraus zusätzliche Wechselwirkungen mit dem Bromid resultieren, die zu der beobachteten Br-Retardation führen, konnte mit bach-Versuchen nachgewiesen werden. Es wird u.a. vermutet, daß die Substratoberfläche bei den gemessenen pH-Werten protoniert wird und es so zu Chemisorption von Br⁻-Anionen kommen kann. Darüber hinaus sind auch Reaktionen mit der organischen Substanz (Kohlereste) und Wechselwirkungen durch hohe Sulfatkonzentrationen unter diesen Bedingungen nicht auszuschließen.

4 Zusammenfassung

- ◆ Auf der Grundlage von Multitracerversuchen war es möglich den mengenmäßig nahezu gleichen Sickerwasseraustrag aus Lysimetern mit extrem sauren und substratbedingt heterogenen Bodenprofilen auf unterschiedliche Transportprozesse zurückzuführen.
- ◆ Niedrige Durchbruchsvolumina und hohe Tracerausträge bei gleicher Sickerwassermenge (AT500) lassen auf einen hohen Anteil von preferential flow am Transportprozeß schließen.
- ◆ Hohe Durchbruchsvolumina verbunden mit niedrigen Tracerausträgen repräsentieren dagegen eher den Typ einer Pfropfenströmung (Pisten Flow) und/oder den Einfluß von Stauschichten entsprechend einem Kaskadenmodell.
- ◆ Bei stark sauren Verhältnissen im Boden- bzw. Sickerwasser (pH-Werte von 1,5-2,5), verbunden mit extrem hohen Sulfatgehalten (über 4%) und gleichzeitig vorhandenem reaktiven Kohlenstoff aus Kohleresten ist eine deutliche Bromidretardation festzustellen. Als Ursache dafür wird angenommen, daß die Substratoberfläche bei den gemessenen pH-Werten protoniert wird und es so zu Chemisorption von Br⁻-Anionen kommen kann. Reaktionen mit der organischen Substanz (Kohlereste) sowie Wechselwirkungen durch hohe Sulfatkonzentrationen sind unter diesen Bedingungen nicht auszuschließen.

5 Literatur

Behrens, H.: Water tracer chemistry-A factor determining performance and analytics of tracers. Proc. 5th Int. Symp. Underground Water Tracing, Athen, 1986, pp. 121-133

Bowman, R.S.: Evaluation of some new tracers for soil water studies. Soil Sci. Soc. Am. J. 48(1984) S. 987-993

Buchter, B.; Hinz, C.; Flury, M.; Flühler H.: Heterogeneous flow and solute transport in an unsaturated stony monolith. Soil Sci. Soc. Am. J. 59(1995) S. 14-21

Hildmann, E.: Braunkohlenbergbau und Landschaftseingriffe - neue Orientierung für die Folgelandschaft. Ber. Z. Dt. Landeskunde, Trier 1(1993)55-56

KA4: Bodenkundliche Kartieranleitung. Dt. Bodenk. Ges., 4. Aufl., Hannover, 1994, S. 392

Knappe, S.; Haferkorn, U.; Mattusch, J.; Wennrich, R.: Wasser- und Stoffflüsse in rekultivierten, langjährig landwirtschaftlich genutzten Kippenböden im Südraum Leipzig. Bericht über die 8. Lysimetertagung. Stoffflüsse und ihre regionale Bedeutung für die Landwirtschaft. BAL Gumpenstein, (1999) 49-52 (ISBN 3-901980-37-7)

Knappe, S.; Haferkorn, U.; Russow, R.; Mattusch, J.; Wennrich, R.: Lysimeteruntersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt eines langjährig landwirtschaftlich genutzten Regosols von der Kippe des Braunkohlentagebaues Espenhain im Südraum Leipzig. Mitt. Deutsche Bodenkundl. Gesellsch. 91/2 (1999) 803-806 (ISSN-0343-1071)

Russow, R.; Knappe, S.; Förstel, H.; Meissner, R.: Doppeltracer-Studie zur Wasser- und Nitratbewegung in tiefengestaffelten Lysimetern. 5. Gumpensteiner Lysimetertagung, BAL Gumpenstein/Österreich, 25.-26.04.1995a

Russow, R.; Segschneider, H.-J.; Förstel, H.: Vergleich der Wasser- und Anionenbewegung in agrarisch genutzten Sandloß- und Löß-Schwarzerde-Böden an Hand von Multitracer-Untersuchungen. Arch. Acker- Pfl. Bodenk. 40(1996)453-471

Russow, R.; Knappe S.: Bromid als Tracer zur Untersuchung der Wasserbewegung und der Nitratverlagerung in Böden: Vergleich mit stabilisotopen Tracern. GSF-Berichte 1/99, ISSN 0721-1694, S. 79-83

Weise, E.: Dokumentation der Lysimetersäulenentnahmestellen auf der Innenkippe im Braunkohlentagebau Espenhain. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie, Freiberg/Sachs, 1996.

Bodenchemische Charakterisierung von flugaschebelasteten Waldböden im Bitterfelder Raum

Koch, J.; S. Klose und F. Makeschin

Einleitung

In der Bitterfelder Region wurden während des vergangenen Jahrhunderts schätzungsweise 17 Mio t SO₂ und 12 Mio t Flugaschen vorrangig aus chemischen Industrien und Braunkohlekraftwerken in die umliegenden Ökosysteme eingetragen. Die Entwicklung des Emissionsgeschehens ist durch eine deutliche Reduzierung der SO₂- und Flugaschedepositionen seit den 1970er Jahren und seit Anfang der 90er Jahre gekennzeichnet (Neumeister et al., 1997). Bestandeskalkungen und Düngungen mit Harnstoff (bis zu 360 kg N/ha in 10 Jahren) beeinflussten ebenfalls den Nährstoffhaushalt der Wälder in den 1960er und 70er Jahren (Herpel et al., 1995).

Zur Beschreibung und Bewertung des Einflusses und der langjährigen Entwicklung von flugaschebelasteten Waldböden wurden bodenchemische Parameter entlang eines Immissionsgradienten in der Dübener Heide erhoben. Die Beurteilung der langjährigen Entwicklung dieser Standorte ist durch den Vergleich mit Untersuchungsergebnissen von 1967 und 1988 möglich (Köhler und Lieber, 1972; Herpel et al., 1995).

Die Flugaschen im Bitterfelder Raum bestanden zu 15-20% aus CaO (Amarell, 2000). Zu den Bestandteilen der Flugaschen gehören weiterhin SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, MgO, TiO₂, Na₂O, K₂O sowie Schwermetalle (Se, As, Cd, Hg, Mo, Sb, Tl, Zn) und unverbrannter, fossiler C, welcher in den Böden weitgehend inert vorliegt (Baronius, 1992). Flugascheeinträge führen zur Aufbasung der Böden und somit zur Anhebung der Bodenreaktion sowie zur Aufweitung (durch Einträge von inertem C) oder Verengung (durch erhöhte biologische Aktivität) der C/N-Verhältnisse in den beeinflussten Waldböden (Herpel, 1995).

In der vorliegenden Studie werden langfristige Auswirkungen der Immissionen im Zusammenhang mit Veränderungen der Morphologie von flugaschebelasteten organischen Auflagen und ihren bodenchemischen Parametern diskutiert sowie Indikatoreigenschaften solcher Waldböden definiert.

Material und Methoden

Der untersuchte Flugasche-Depositionsgradient umfasst 5 Waldstandorte, welche sich 8, 16, 14, 18 und 25 km in Hauptwindrichtung von Bitterfeld be-

finden (detaillierte Beschreibung in: Klose et al., 2001). Alle untersuchten Flächen sind mit Kiefernaltbeständen (*Pinus sylvestris* L.) bestockt und wurden bereits 1967 und 1988 untersucht (Köhler und Lieber, 1972; Herpel et al., 1995).

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde eine umfassende chemische Charakterisierung der organischen Auflagen und oberen Mineralböden (0-10 cm) der 5 Untersuchungsflächen stratenbezogen vorgenommen. Neben der Bodenreaktion in H₂O und CaCl₂ (Boden:Lösungsverhältnis 1:10 für LOf1- und Of2-Horizonte und 1:2,5 für Mineralböden und Oh-Lagen), wurden die Kationengehalte im H₂O- und im 0,5 M NH₄Cl-Extrakt (Boden:Lösungsverhältnis 1:2 bzw. 1:40 für L-Of1 und Of2 und 1:10 bzw. 1:80 für Oh und Mineralböden; 24h bzw. 2,5h horizontal schütteln bei 180 U/min; Membranfiltration (0,45 µm Porengröße); Messung am ICP-OES und AAS) sowie Corg- und Nt-Gehalte (Messung CNS-Analysator der Firma Foss-Heraeus) bestimmt. Zur Detektion des Flugascheinflusses wurde die ferromagnetische Suszeptibilität gemessen (Tölle und Raasch, 1983). Humusmorphologische Betrachtungen wurden durch die Analyse des Gesamt-Aschegehaltes (Schlichting et al., 1995) unterstützt.

Ergebnisse und Diskussion

Die hohe ferromagnetische Suszeptibilität der Of2-Horizonte sowie der untypisch hohe Gesamt-Aschegehalt der Oh-Lagen (>70%) deuten auf eine Akkumulation der Flugaschereste in diesen Horizonten hin. Die Oh-Horizonte können nicht mehr als organische Horizonte i.e.S. definiert werden. Of2- und Oh-Lagen fungieren somit als diagnostische Horizonte für Untersuchungen zum Einfluss von Flugaschen auf Waldböden.

Eine deutliche Differenzierung der bodenchemischen Eigenschaften entlang des untersuchten Gradienten ist erkennbar: die Standorte 1-3 (Entfernung bis 16 km von Bitterfeld) zeigen im Vergleich zu den emittententfernten Standorten 4 und 5 (18 bzw. 25 km von Bitterfeld) höhere Ca- und Mg-Vorräte (Abb.1). Die Vorräte NH₄Cl-extrahierbaren Al sind pH-abhängig und somit bisher in den emittentennahen Waldböden geringer. Die Entwicklung der Basengehalte in den organischen Auflagen seit 1967 indiziert eine zunehmende Rückversauerung dieser Waldböden (Abb.2). Eine Folge dessen wird vermutlich die Freisetzung von Al und Schwermetallen sein. Da der Verlust NH₄Cl-extrahierbarer Basenkationen in emittentennahen organischen

Auflagen stärker ist, liegt die Vermutung nahe, dass eine Verlagerung von Basenkationen durch mobile Anionen (NO_3^- ; SO_4^{2-}) in die Unterböden erfolgt. Dadurch ist mit einer erhöhten Nitrat- und Sulfatbelastung des Grundwassers im Untersuchungsgebiet zu rechnen.

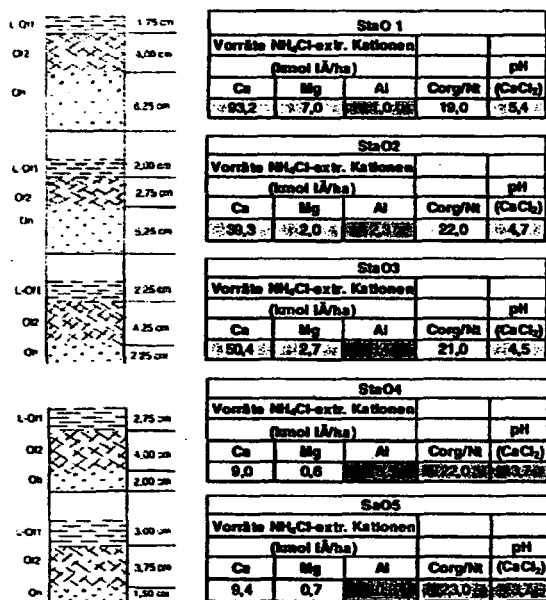


Abb. 1: Humusformen und Mächtigkeiten, Vorräte NH_4Cl -extrahierbaren Ca, Mg und Al, Corg/Nt und pH(CaCl_2) der organischen Auflagen entlang des Flugasche-Depositionsgradienten in der Dübener Heide im Herbst 1998.

Die Verengung der Corg/Nt-Verhältnisse in Emittentennähe deutet auf eine höhere biologische Verfügbarkeit der anfallenden Streu auf den atmosphärenaufgebasteten Waldstandorten hin (Abb. 1).

Als Indikatoreigenschaften für die Flugaschebelastung von Waldböden wurden mit der vorliegenden Untersuchung hohe pH-Werte und Basenversorgung (hauptsächlich Ca) und enge Corg/Nt-Verhältnisse bei teilweise ungewöhnlich mächtigen Of- und/oder Oh-Lagen, welche in ihrer Morphe deutlich verändert sind (locker, leicht, hohe Gesamt-Aschegehalte), definiert. Die Gesamtheit dieser Ergebnisse deutet neben der Basenverlagerung durch mobile Anionen innerhalb der Bodenprofile auf eine Hemmung im Streuabbau in unmittelbarer Nähe von Kohlekraftwerken hin. Dadurch ist der Stoffkreislauf dieser Waldökosysteme nachhaltig gestört.

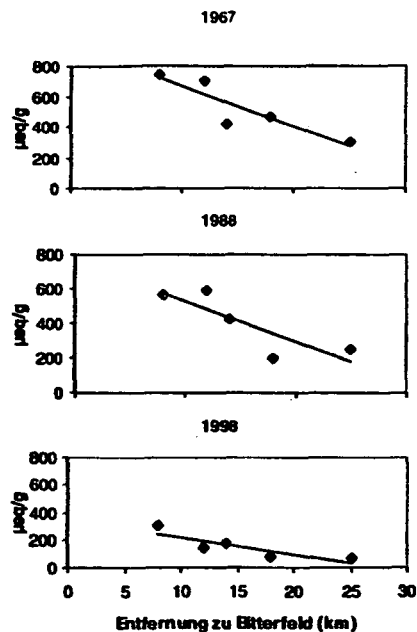


Abb. 2: Gehalte NH_4Cl -extrahierbarer basischer Kationen mit zunehmender Entfernung vom Hauptemittenten Bitterfeld in den organischen Auflagen und oberen Mineralböden in den Jahren 1967 (A), 1988 (B) und 1998 (C).

Literatur

Amarell, U. (2000): Kiefernforste in der Dübener Heide- Ursachen und Verlauf der Entstehung und Veränderung von Forstgesellschaften. Diss. Botanicae, Bd. 325. Bornträger, Berlin Stuttgart.

Baronius, G. (1992): Zur Ausbildung und Dynamik von Ernährungs- und Chlorosezuständen der Kiefer (*Pinus sylvestris* L.) im Immissionsgebiet Dübener Heide. Diss. TU Dresden.

Herpel, J.; Heinze, M. und Fiedler, H. J. (1995): Veränderungen von Boden- und Vegetation in Kiefernbeständen der Dübener Heide zwischen 1966 und 1990. Arch. Nat.-Lands. 34, 17-41.

Klose, S.; Koch, J.; Bäcker, E. und Makeschin, F. (2001): Indicative properties of fly-ash affected forest soils in Northeastern Germany. J. Plant Nutr. Soil Sci. 164: 1-8.

Köhler, S. und Lieber, H. (1972): Zur Kartierung von Schadzonen im Rauchschadensgebiet der Dübener Heide mit Hilfe der Bodenvegetation. Ingenieurarbeit. Forstprojekting. Dresden

Neumeister, H. et al. (1997): Umweltbelastungen in der Region Leipzig- Halle- Bitterfeld und deren Bewertung: Immissionsbedingte Stoffeinträge. In: Feldmann, R.; Auge, H. et al.: Regeneration und nachhaltige Landnutzung- Konzepte für belastete Regionen. Springer. Berlin Heidelberg New York.

Schlichting, E.; Blume, H. P. und Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Blackwell. Berlin.

Tötle, R. und Raasch, H. (1983): Gerät zur Messung von Suszeptibilitätsdifferenzen von Feststoffgemischen. DD-WP 213307-Int. Cl. 01R33/16.

Trennung der Wurzelatmung und mikrobiellen Veratmung der Exsudate im nicht sterilen Boden. Vergleich von vier Methoden

Kuzyakov Y.*

Einleitung

Einschätzung der Menge der organischen Substanz, vor allem Wurzelexsudate, die für die Rhizosphärenmikroorganismen leicht verfügbar sind, ist eine der wichtigsten Voraussetzungen für die Berechnung des Umsatzes der mikrobiellen Biomasse und der organischen Bodensubstanz, Kalkulation der Energie- und Stoffbilanzen im Boden. Das methodische Problem besteht darin, dass die leicht verfügbare organische Substanz von den Mikroorganismen sehr schnell bis zum CO_2 umgesetzt wird. Die Einschätzung der Exsudatmenge kann aber nicht anhand des CO_2 -Effluxes aus dem Boden durchgeführt werden, auch wenn wurzelbürtiges CO_2 mit ^{14}C oder ^{13}C markiert wurde, da auch die Wurzelatmung selbst einen wesentlichen Betrag zum wurzelbürtigen CO_2 leistet. Bodensterilisation verändert die Menge und die Zusammensetzung der Wurzelauausscheidungen so stark, dass antiseptische Methoden auch nicht akzeptabel sind.

Es wurden bis heute nur vier Methoden zur Trennung der Wurzelatmung und der mikrobiellen Veratmung der Exsudate vorgeschlagen. Jede dieser Methoden stützt auf unterschiedliche Annahmen und hat in originellen Arbeiten unterschiedliche Ergebnisse gebracht. Ziel dieser Mitteilung war es, diese vier Methoden in einem Experiment unter gleichen Bedingungen zu vergleichen.

Material und Methoden

Am Beispiel von 64-Tage-altem *Lolium perenne*, das auf einem lehmigen Boden (Ap von Parabraunerde aus Löß) gewachsen ist, wurden unter kontrollierten Bedingungen folgende Methoden verglichen:

1. Isotopische Verdünnung des wurzelbürtigen $^{14}\text{CO}_2$ mit $^{12}\text{CO}_2$ kommend von mikrobieller Veratmung zugegebener nicht markierter ^{12}C -Glukose (Cheng et al., 1993).
2. Künstliche Rhizodeposit: Vergleich vom $^{14}\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden mit zugegebener ^{14}C -markierter Glukose ($^{14}\text{CO}_2$ -Efflux besteht nur aus der mikrobiellen Atmung) mit $^{14}\text{CO}_2$ -Efflux aus dem Boden mit Pflanzen, die in der $^{14}\text{CO}_2$ -Atmosphäre markiert wurden ($^{14}\text{CO}_2$ -Efflux besteht aus der Summe der mikrobiellen Atmung und Wurzelatmung) (Swinnen, 1994).
3. Trennung aufgrund der Dynamik des $^{14}\text{CO}_2$ -Effluxes aus dem Boden nach der ^{14}C -Pulsmarkierung der Pflanzen (Kuzyakov et al., 1999; 2001).

4. Auswaschung der Exsudate aus der Rhizosphäre der ^{14}C -markierten Pflanzen mit einem kontinuierlichen Wasserstrom und gleichzeitige Erfassung von $^{14}\text{CO}_2$ der Wurzelatmung (Kuzyakov & Siniakina, 2001).

Die Anlagen zur Markierung der Pflanzen und die Versuchsbedingungen sind ausführlich beschrieben in Kuzyakov & Siniakina (2001).

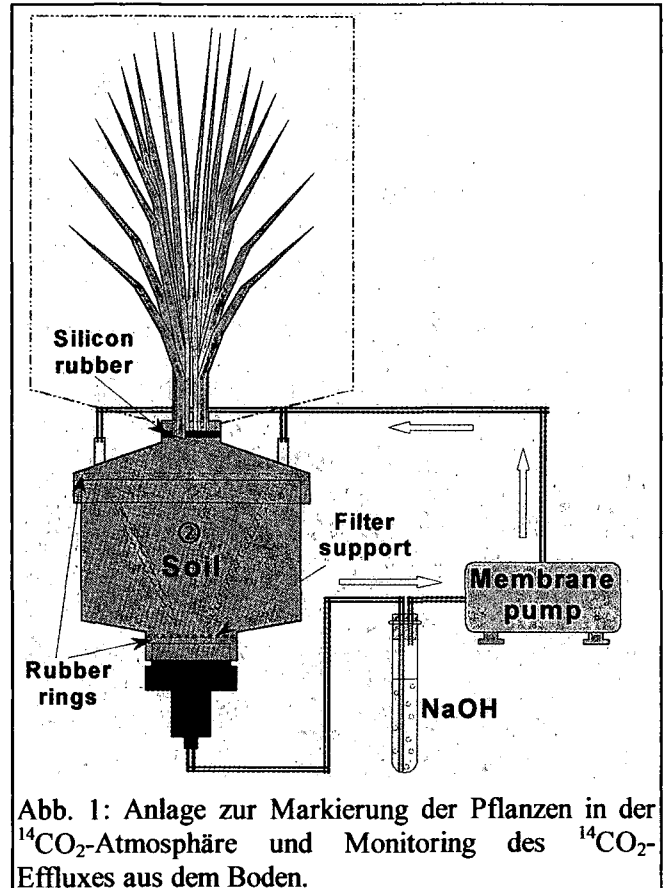


Abb. 1: Anlage zur Markierung der Pflanzen in der $^{14}\text{CO}_2$ -Atmosphäre und Monitoring des $^{14}\text{CO}_2$ -Effluxes aus dem Boden.

Ergebnisse und Diskussion

Die Methode der isotopischen Verdünnung (Cheng et al., 1993) basiert auf der Verdünnung der ^{14}C -markierten Exsudate durch die Zugabe von nicht markierter Glukose. Als Folge nimmt die spezifische ^{14}C -Aktivität im CO_2 mit steigenden Mengen der zugegebenen ^{12}C -Glukose ab. Die Wurzelatmung wird dabei nicht verdünnt und bleibt konstant. Die Methode setzt folgende Annahmen voraus:

- Die Relation zwischen der Wurzelatmung und der rhizomikrobiellen Atmung bleibt konstant im Laufe des Experiments und kann auf eine längere Periode extrapoliert werden.
- Die Verdünnung von $^{14}\text{CO}_2$ aus dem Boden entspricht der Menge zugegebener Glukose.
- Glukosezugabe hat keinen kurzfristigen Effekt auf die Pflanzenphysiologie.
- Glukose ist vergleichbar mit Exsudaten betreffend der Aufnahme und Verwertung durch die Mikroorganismen.
- Glukosezugabe behindert nicht und stimuliert nicht die mikrobielle Aktivität in der Rhizosphäre im Laufe des Experimentes.

* Institute of Soil Science and Land Evaluation (310) University of Hohenheim, D-70599 Stuttgart
kuzyakov@uni-hohenheim.de

- Der Abbau von Exsudaten in der Rhizosphäre ist nicht durch die leichtverfügbaren C-Quellen limitiert.

Nach der Methode der isotopischen Verdünnung beträgt die Wurzelatmung 37% und die rhizomikrobielle Atmung 63% des gesamten wurzelbürtigen CO₂-Effluxes (Abb. 2).

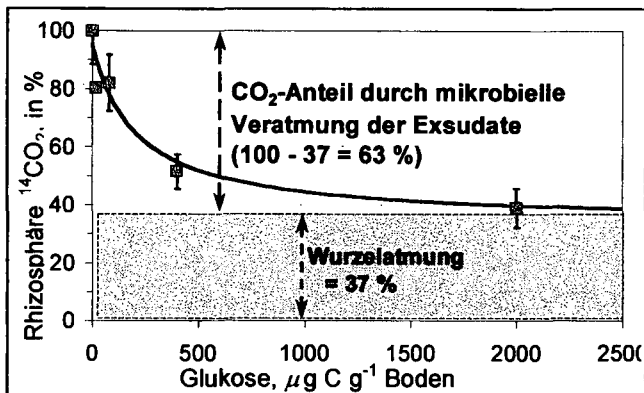


Abb. 2: Teilen des gesamten wurzelbürtigen CO₂-Effluxes in die Wurzelatmung 37% und die rhizomikrobielle Atmung mit der Methode von Cheng et al., (1993)

Die Methode der künstlichen Rhizodeposite (Prinzip siehe: Material & Methoden) basiert auf der Annahmen, dass die Veratmung zugegebener ¹⁴C-Glukose (künstlicher Rhizodeposit) der rhizomikrobieller Atmung der ¹⁴C-markierten Pflanzen entspricht (Swinnen, 1994). Diese Methode zeigte, dass die Wurzelatmung ca. 82% entspricht. Die Überprüfung der Methode mit einer erhöhten Glukosekonzentration zeigte die Abnahme der Wurzelatmung (71%) bei steigenden Glukosemenge, was als Nachteil der Methode betrachtet wird.

Die Methode der Dynamik des ¹⁴CO₂-Effluxes (Kuzyakov et al., 1999; 2001) basiert auf einem Rhizodepositionsmodell und setzt eine frühere Entweichung des CO₂ der Wurzelatmung im Vergleich zum CO₂ der rhizomikrobiellen Atmung. Diese Methode ist nur nach einer Pulsmarkierung der Pflanzen mit ¹⁴CO₂ anwendbar. Die Methode zeigte, dass die Wurzelatmung 45% und die rhizomikrobielle Atmung 55% des gesamten wurzelbürtigen CO₂-Effluxes betragen.

Die Auswaschungsmethode stützt auf folgende Annahmen (Kuzyakov & Siniakina, 2001):

- Alle Exsudate und andere von Wurzeln abgegebene Substanzen werden ausgewaschen.
- Während der Auswaschung ist der mikrobielle Abbau unbedeutend.
- Wasserfluss durch den Boden verändert die Exsudation nicht.

Diese Methode zeigte, dass die Wurzelatmung 79% und die rhizomikrobielle Atmung 21% des gesamten wurzelbürtigen CO₂-Effluxes betragen.

Der Vergleich von allen vier Methoden zeigte, dass die Methoden der isotopischen Verdünnung und der Dynamik des ¹⁴CO₂-Effluxes gleiche Ergebnisse unter sich und die Methoden der künstlichen Rhizodeposite und der Auswaschung der Exsudate unter sich liefern (Abb. 3). Dabei überschätzt die Auswaschungsmethode die Wurzelatmung. Demzufolge liefert auch die Methode der künstlichen Rhizodeposite auch überschätzte Werte der Wurzelatmung. Diese beide Methoden brauchen eine weitere Optimierung.

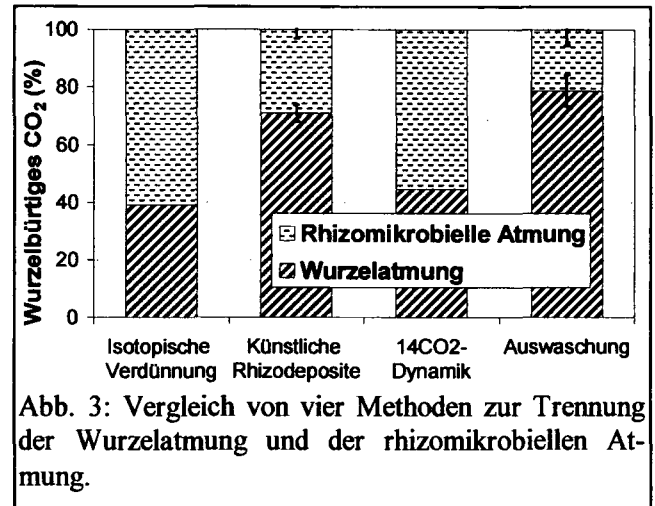


Abb. 3: Vergleich von vier Methoden zur Trennung der Wurzelatmung und der rhizomikrobiellen Atmung.

Da die beiden anderen Methoden (isotopische Verdünnung und Dynamik des ¹⁴CO₂-Effluxes) gleiche Ergebnisse geliefert haben, kann man davon ausgehen, dass die Wurzelatmung ca. 40-45% und die rhizomikrobielle Atmung ca. 55-60% des gesamten wurzelbürtigen CO₂-Effluxes betragen.

Die Arbeit wurde von der DFG gefördert.

Literatur

Cheng, W., Coleman, D.C., Carroll C.R. and C.A. Hoffman (1993): *In situ* measurement of root respiration and soluble C concentrations in the rhizosphere. *Soil Biol. Biochem.* **25**, 1189-1196.

Kuzyakov Y., Siniakina S.V. (2001): Siphon method of separating root-derived organic compounds from root respiration in non-sterilized soils. *J. of Plant Nutr. and Soil Science* **164** (5), in press.

Kuzyakov, Y., Ehrensberger, H. and K. Stahr (2001): Carbon partitioning and below-ground translocation by *Lolium perenne*. *Soil Biol. Biochem.* **33**, 61-74.

Kuzyakov, Y., Kretschmar, A. and K. Stahr (1999): Contribution of *Lolium perenne* rhizodeposition to carbon turnover of pasture soil. *Plant and Soil* **231**, 127-136.

Swinnen, J. (1994): Evaluation of the use of a model rhizodeposition technique to separate root and microbial respiration in soil. *Plant and Soil* **165**, 89-101.

Digitale Hof-Bodenkarten als Basis für Applikationskarten im Präzisen Landbau

J. Lamp, R. Herbst und G. Reimer

1. Ziele

Hauptziel des Teilprojektes „Digitale Hof-Bodenkarten“ im BMBF-geförderten Projekt *preagro* über „Managementsysteme im ortsspezifischen Pflanzenbau“ ist es Techniken und Algorithmen der Bodeninventur für Applikationskarten im Precision Agriculture zu entwickeln (dt. Präziser Landbau, Teilflächenbewirtschaftung). Die technisch bereits erprobten Applikationen betreffen praktische Maßnahmen insbesondere der Grund- (Lamp 1987) und Stickstoff-Düngungen, der Aussaatstärke und der Bodenbearbeitung. Innerhalb von Acker- und Grünlandschlägen mit (oft) hinreichender Bodenheterogenität können auch Maßnahmen des Pflanzenschutzes Ziel weiterer Applikationskarten sein, die auf Hofrechnern erstellt und nach Übertragung auf den Traktor-Bordrechner mit Hilfe von dGPS-Positionierung lokal präzise zur Ausführung gebracht werden (s. Abb. 1, oben). Die Anforderungen an Bodenparameter seitens der Applikationskartenerstellung betreffen vor allem spezifische Merkmale im Oberboden (Ap: Bodenart bzw. Tongehalt, Humusgehalt und Gefüge) und im Unterboden (bis We bzw. Kapillarsaum: Bodenart, Dichte, Humus, pH und Vernässung bzw. Boden(sub)typ).

2. Technik der Bodeninventur

Bodeninventuren werden auf über 60 Versuchsschlägen von *preagro* Betrieben durchgeführt, die über Deutschland verteilt sind (Herbst et al. 2001). Um von Landwirten akzeptierbare Inventurkosten zu erreichen, wurde eine Technik für Standard-Bodensondierungen bis 1,5m Tiefe auf dem „SoilRover“ entwickelt (Hydraulik-Bohrer mit automatischer Entnahme und Eindringwiderstandsmessung auf einem Landrover Defender mit erweiterter Spur), deren Effizienz gegenüber herkömmlichen Sondierungen um über 100% gesteigert wurde. Geostatistische Begleituntersuchungen mit Erhebungsrastern bis 25m Abstand haben aber ergeben, dass selbst mit dem SoilRover Bodenkarten durch direkte Interpolation der Werte von Messrastern - bis auf wenige (einfach strukturierte) Bodenlandschaften - relativ selten mit akzeptablem Aufwand konstruierbar sind (da Bohrdichten $\gg 1/\text{ha}$, Herbst et al. 2001). Deshalb geht der eigentlichen Bohrstock-Inventur eine intensive Erhebung von Vorinformationen voraus, die dGPS-positioniert mit geoelektrischen und multispektralen Sensoren (EM38 und Zeiss-Spektralscanner) in den Fahrgassen der Pflanzenproduktion reihenförmig Daten mit hoher Messdichte sammelt und zu Flächenkarten interpoliert. Weitere bodenzeichnende Vorinformationen sind digitale Höhenmodelle, die Punkt- und Flächendaten der Bodenschätzung, phänologisch geeignete Luftbilder und mehrjährige Ertragskarten. Nur diese Informationsquellen und erfahrungsbasiertes Wissen der Landschafts-Geo/Pedogenese können eine effiziente Vorplanung und Durchführung der Profilbohrungen mit minimiertem Aufwand bei gewünschter (attributiver und geometrischer) Präzision gewährleisten.

3. Vorinformationen

Die genannten Datenquellen haben je nach Landschaft und Schlag sowie zeitlicher und geometrischer Auflösung der Erhebung bzw. je nach (irreversibler) Datenaggregation eine sehr unterschiedliche Güte der „Bodenzeichnung“ (Herbst et al. 2001). Deshalb kann das nachfolgende Beispiel von GIS-gestützten Kartenschichten eines Schlages des *preagro* Versuchsbetriebes Thumbby (westl. Schleswig) nur niederschlagsreiche kuppige Endmoränen Norddeutschlands repräsentieren. Die *Höhe* des Schlages (38ha) variiert von 23-33m. Konvexe (erodierte, humus/nährstoffverarmte) Kuppen, Rücken und Oberhänge gehen über ausgeglichene Mittelhänge regelmässig in konkave (kolluvierte, angereicherte, \pm vernässte) Unterhänge, Hangrinnen und Senken über.

Diese kleinräumigen Bodenstrukturen lassen sich reproduzierbar mit Variogrammen geostatistisch nachweisen (zeigen Reichweiten um 100m, effiziente Distanzen oft 30-40m: s. Herbst & Lamp 2001). Sie werden visuell sichtbar über die Karten der *Erträge* (Beispiel Wintergerste 1999), der *spektralen Remission* im roten Bereich (zeichnet oberflächlich Humusgehalte, aber auch Feuchte) sowie der *geoelektrischen Bodenleitfähigkeit* (zeichnet tiefenwirksam Tongehalte, aber auch Feuchte; s. Abb. 1 unten). Diese ertragswirksame Vielfalt spiegelt die *Bodenschätzung* nur partiell wider, sie verzeichnet „Bodenverschissen“ nur pauschal mit Abschlägen zu Klassenpolygonen und in Grablochbeschrieben.

4. Erhebungsplanung und Auswertungen

Optimierte Erhebungspläne lassen sich durch multivariate (Cluster-)Analysen zwar statistisch erstellen, die praktische Gebundenheit an Fahrgassen und die sehr wechselhafte Güte der Vorinformationen veranlasst aber eine „experten-gestützte“ Festlegung von Bohrpunkten, die zugleich die Basis für lokale Mischproben und Nährstoffüberwachungen nach dem Konzept der Monitor-Pedozellen sein können. Diese sind als Repräsentanten aller kleinsten, technisch regelbaren Bodeneinheiten eines Feldes definiert (Pedozelle, ca. 100m² Fläche, Lamp 1999).

Mithilfe der Bohrpunkte findet der „Ground truth“ der räumlichen Bodenmodellierung statt (Ameskamp & Lamp 1999), wobei die Vorinformationen „fuzzifizierte“ Datenschichten der GIS-gestützten Landschafts-Datenbank sind. Konventionelle Bodenkarten im erforderlichen grossen Massstab, hier mit lokalen Bodenformen als Legendeneinheiten, haben nicht nur den Nachteil für Praktiker ungewohnt und schwer verständlich zu sein (s. Lamp et al. 2001 und Abb. 1, mitte links). Wegen starker pedo- und geogenetischer Gewichtungen bei der Merkmalerfassung sind sie als Basis für die zielgerichtete Erstellung von Applikationskarten oft mit starken Informationsverlusten verbunden und zumindest suboptimal. In Abb. 1 (mitte rechts) ist deshalb ein Beispiel für eine spezielle Bodenkarte dargestellt: in der nFK-optimierten Karte werden die nutzbaren Feldkapazitäten des effektiven Wurzelraums, die an den Bohrstock-Profilen nach amtlichem Verfahren berechnet werden (AG Bodenkunde 1994), mit Hilfe der Vorinformationen „extrapoliert“.

5. **Folgerungen**

Der kartenbasierte Präzise Landbau erfordert eine sehr effiziente, auf spezifische Applikationen zielgerichtete Hof-Bodeninventur. Die erforderlichen ertrags- und applikationsrelevanten Merkmale des Ober- und Unterbodens müssen mit geringstmöglichen Aufwand, aber grösster „Präzision“ aus einer optimalen Kombination von bodenzeichnenden Vorinformationen und einer Standard-Boden-sondierung erfasst und digital bereitgestellt werden.

6. **Literatur**

AG Bodenkunde (1994): Boden-Kartieranleitung, Hannover
 Ameskamp, M. and J. Lamp (1998): Three-dimensional soil prediction: fuzzy rules and a GIS. In: Heineke: Land Information Systems, 243-250, Eur. Soil Bur. Res. Rep. 4, Ispra
 Lamp, J. (Ed., 1987): Digitale Hof-Bodenkarten - Grundlage

für Prozeßsteuerung in der Pflanzenproduktion. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges.* 53, 55-60

Lamp, J. (1999): Erfassung der kleinräumigen Heterogenität in der teilflächenspezifischen Pflanzenproduktion. *KTBL Arbeitspapier* 264, 7-32, Darmstadt

Herbst, R., J. Lamp and G. Reimer (2001): Inventory and spatial modelling of soils on PA pilot fields in various landscapes of Germany. In: Grenier & Blackmore, 3rd Eur. Conf. PA Vol. 1, 395-400

Lamp, J., R. Herbst and G. Reimer (2001): Preciser and efficient soil surveys as basis for application maps in Precision Agriculture. In: Grenier & Blackmore, 3rd Eur. Conf. PA Vol. 1, 49-54

Danksagung: Die Daten für die Arbeit wurden im Rahmen des BMBF Verbundprojektes „preagro“ erhoben.

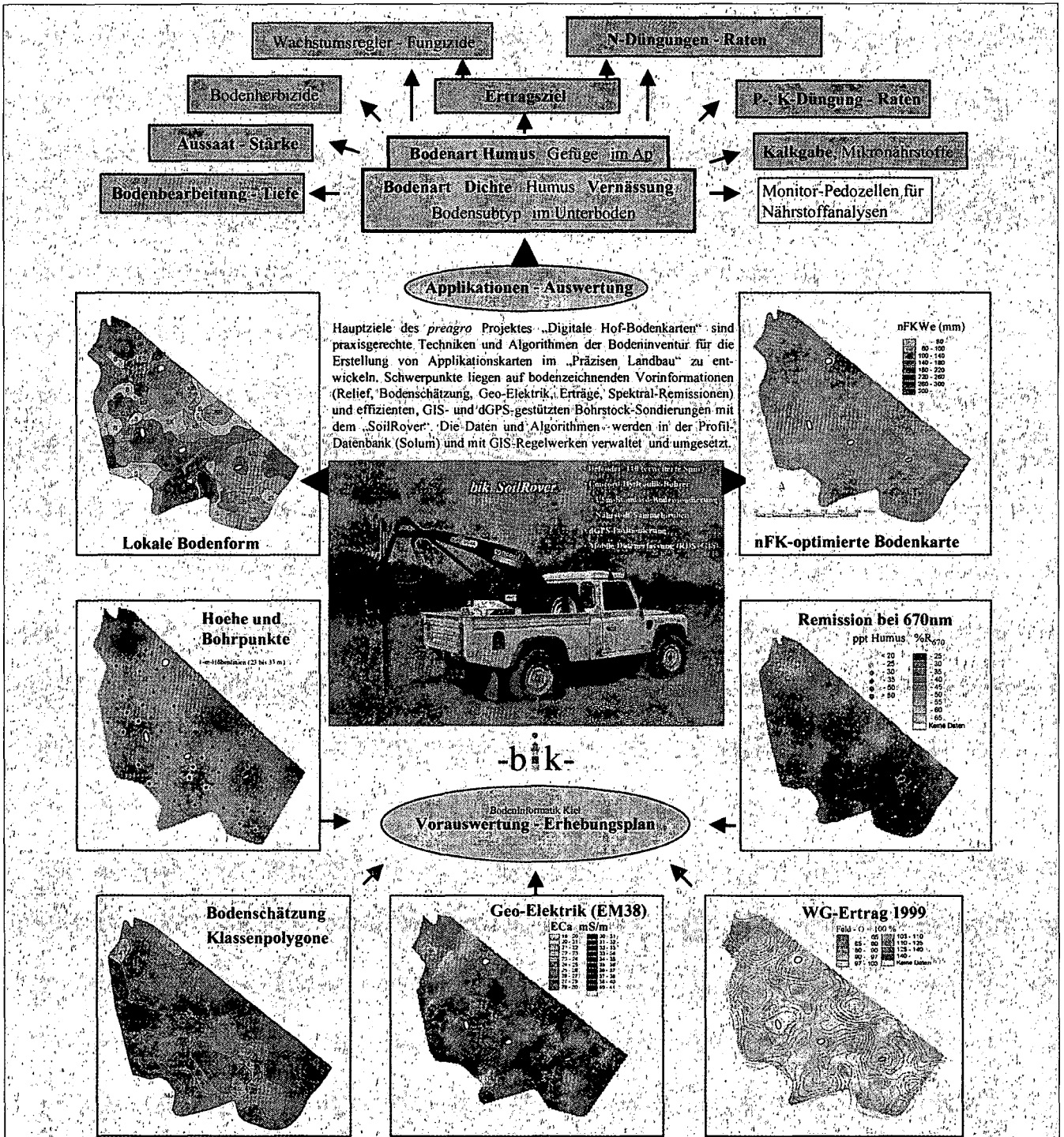


Abb. 1: Schema der Auswertung von Vorinformationen und Bohrprofil-Daten für Applikationskarten im Präzisen Landbau

Untersuchungen zur Mangantoxizität in einer hydromorph geprägten Bodenlandschaft im Alentejo/Portugal

Mächtle, B.¹, Fiedler, S.², Matheis, R.³, Stahr, K.² & W.-D. Blümel¹

1. Problem

In der Kornkammer Portugals, dem *Alentejo*, werden seit längerer Zeit musterhafte Wuchsdpressionen bei Getreide beobachtet. Häufig wird hierfür eine Mangantoxizität als Ursache genannt. Eine systematische Analyse des Ertragsausfalls im Zusammenhang mit bodenbürtigen Ursachen der Toxizitätserscheinung fehlt bislang.

2. Ziel

Im Rahmen der Untersuchungen soll geprüft werden, ob pflanzentoxische Mangan-Konzentrationen in der Bodenlösung infolge reduktiver Bedingungen zu einer Ertragsreduktion beitragen.

3. Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurde eine ca. 370 ha große landwirtschaftliche Nutzfläche ausgewählt, die bereits bodenkundlich kartiert war (STAUSS u. KALLIS 1992, 100x100m). Innerhalb des Gebietes wurden die Bodentypen stagnic Luvisol, chromic Luvisol, eutric Planosol und ferric Alisol als flächig repräsentativ ausgewiesen und bodenkundlich charakterisiert. Auf Teilflächen sind redoximorphe Merkmale entwickelt, die angesichts der Mn_t -Gehalte eine pflanzentoxisch wirksame Mangandynamik erwarten lassen. Zu deren Erfassung wurden ungestörte Bodenmonolithen (100 x 25 x 15 cm) entnommen. Unter Laborbedingungen werden durch kontrollierte Wasseraufsättigung anaerobe Bedingungen in den Monolithen geschaffen. Über Saugkerzen wird die Mangan-Mobilisierung in die Bodenlösung gemeinsam mit dem pH im zeitlichen Verlauf quantitativ erfasst.

Mn_t - Tiefenfunktionen

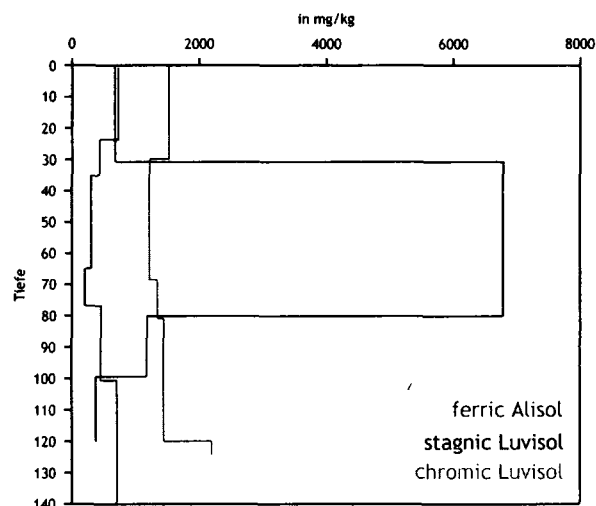


Abb. 1: Mn_t -Tiefenfunktionen

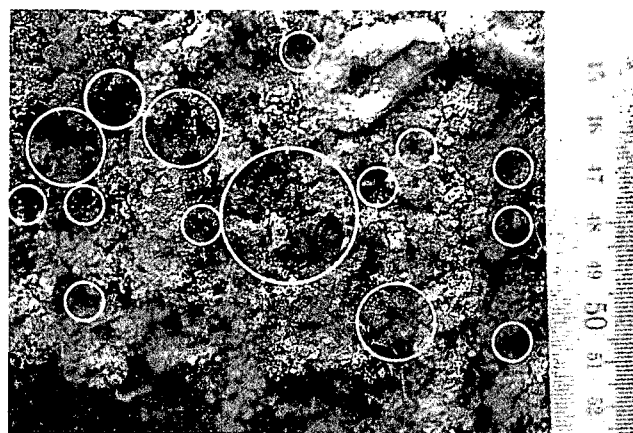


Abb. 2: Größe und Menge der Mangan-Konkretionen des eutric Planosol

4. Ergebnisse

Bei allen untersuchten Bodentypen wurden unter reduktiven Bedingungen Eh-Potenziale erreicht, wo eine Freisetzung von Mn^{2+} in die Bodenlösung stattfindet (s. Abb. 4). Die pH (H_2O)-Werte liegen dabei bei allen Böden zwischen 5 und 7.

¹ Institut für Geographie, Universität Stuttgart, Azenbergstr. 12, 70174 Stuttgart

² Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, E.-Wolff-Str. 27, 70593 Stuttgart

³ Geographisches Institut der Universität Tübingen, Hölderlinstr. 12, 72074 Tübingen

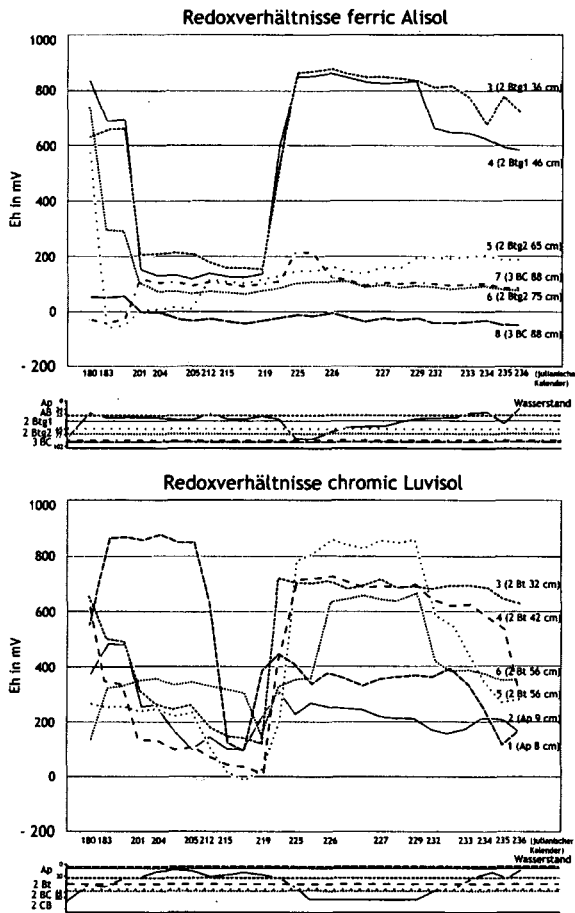


Abb. 3: Redoxverhältnisse von ferric Alisol und chromic Luvisol im Zusammenhang mit den Wasserstand.

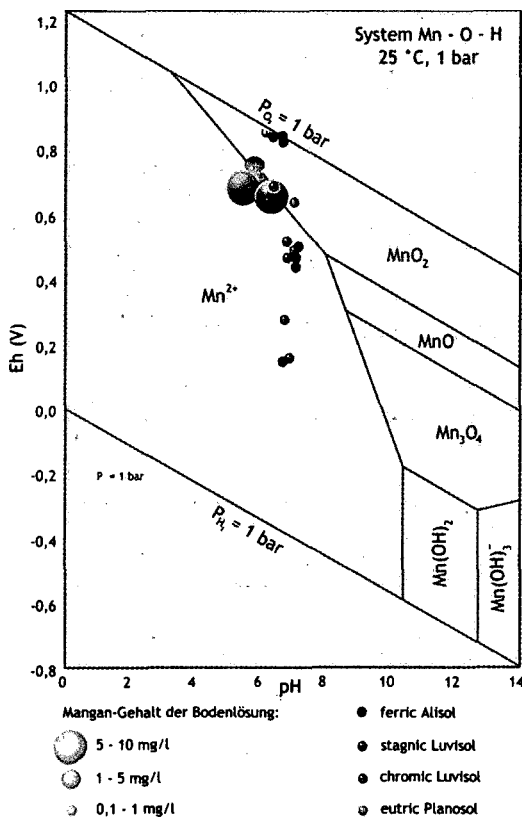


Abb. 4: Stabilitätsfeld Mn-O-H mit den ermittelten Mn-Gehalten der Bodenlösung (nach BROOKINS (1988), verändert).

5. Schlußfolgerungen

Aufgrund der Ergebnisse zeichnet sich ab, daß unter den klimatischen Bedingungen im *Alentejo* (winterliche mediterrane Niederschläge mit Jahressummen zwischen 400 und 2000 mm) mit einer anhaltenden Mn-Mobilisierung während der Vegetationsperiode zu rechnen ist. Angesichts der hohen Mangan-Konzentrationen (bis zu 10 mg/l Bodenlösung) ist von einer toxischen Wirkung auf die Pflanzen auszugehen. Als eine Ursache für die beobachteten Ertragsreduktionen können damit die hohen Mangan-Gehalte der Böden identifiziert werden. Auf Grundlage dieser Untersuchung besteht ein umfangreicher weiterer Forschungsbedarf bezüglich der Mobilisierung von Mangan durch Wurzelexsudate und der Quantifizierung der Manganaufnahme durch praxisübliche Genotypen.

Die gewonnenen Ergebnisse werden weiterhin mit Hilfe eines GIS und eines dafür erstellten digitalen Geländemodells (MATHEIS 2001, noch unveröffentlicht) auf das Untersuchungsgebiet übertragen. Die selektierten Bodentypen sollen hierbei nach ihrem Gefährdungspotential für Mangantoxizität in Klassen eingeteilt und mit den Flächen verschnitten werden, deren Inklination ein anhaltend reduktives Milieu begünstigt. Zusätzlich wird anhand mehrerer Szenarien abgeschätzt, wie lange in Anhängigkeit von der hohen Niederschlagsvariabilität im *Alentejo* dort anaerobe Bedingungen herrschen.

Literatur:

BROOKINS, D.G. (1988): Eh-pH Diagramms for Geochemistry.- Springer, Berlin, 200 S.

STAUSS, E. & P. KALLIS (1992): Bodengese, -vergesellschaftung und Standortseigenschaften in einer Glimmerschiefer-Terrassenlandschaft Südportugals.- Diplomarbeit Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, 146 S.

Steuerung der Feldbewässerung und Kontrolle der Nitratauswaschung in der nordchinesischen Tiefebene

Ulrich MACK¹, Karl-Heinz FEGER² und Karl STAHR¹

1 Fragestellung

Die nordchinesische Tiefebene steht unter dem Einfluß eines kontinentalen Klimas mit Sommermonsun-Regen hoher annueller Variabilität (Abb. 1). Für die Erhöhung der pflanzlichen Produktion, welche mit der raschen Bevölkerungsentwicklung und dem zunehmenden Flächenverbrauch schritthalten muß, ist Bewässerung unabdingbar. Die Grundwasservorräte sind jedoch begrenzt. Der Verbrauch zur Bewässerung sowie die zunehmende Belastung durch die Intensivierung der Landwirtschaft stehen in Konkurrenz zur Trinkwassernutzung. Für einen effizienten Einsatz der Wasserressourcen sowie standortsökologische Bewertungen sind deshalb detaillierte Informationen über den Bodenwasserhaushalt erforderlich. Zur Gefahrenabwehr und Risikovorsorge hinsichtlich Trinkwasserqualität ist eine Kontrolle der Nitratauswaschung geboten.

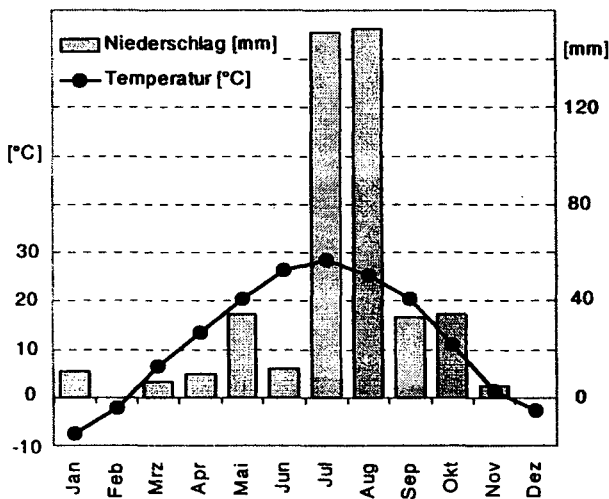


Abb. 1: Witterung in Dongbeiwang, Peking, VR China, 40° N, 116° E, 50 m N.N., im Jahr 2000

2 Material und Methoden

In einem Gemeinschaftsprojekt mit der China Agricultural University werden in Feldversuchen nordwestlich von Peking mehrere Varianten der Bewässerung und Düngung unter einer Winterweizen-Mais-Rotation sowie in Gemüsekulturen (Blumenkohl-Amaranth-Spinat) untersucht und in ihren Auswirkungen gegenübergestellt. Zur Ermittlung der nutzbaren Feldkapazität des Calcaric Cambisols dienen mittlere Wasserspannungskurven von Stechzylinderproben (Tab. 1) aus drei Bodenprofilen. Beim Winterweizenversuch waren für die Steuerung der Sprinklerbewässerung in der „Optimalvariante“ ständig Werte zwischen 45 und 90% der nFK einzuhalten. Dazu wurde der Bodenwassergehalt (θ) im Wurzelraum viertägig mit TDR-Sonden (System E.S.I.) erfaßt. Während in der „konventionellen“ Variante mit Überstaubewässerung eine ähnliche Gesamtmenge auf weniger Termine konzentriert wurde, erhielt die „Suboptimalvariante“ nur gut die Hälfte der dort applizierten Wassergaben (Abb. 2). Die nach der „N_{min}“-Methode berechneten „optimalen“ Mengen für die Stickstoffdüngung blieben um ein Mehrfaches hinter den „konventionellen“ zurück. Zur integrativen Quantifizierung der jährlichen Nitratauswaschung mit dem Sickerwasser fungierten jeweils unterhalb des durchwurzelten Bodens installierte Sammler (System TerrAquat) auf der Basis von Ionenaustauschern.

Tab. 1: Wasserspannungscharakteristik des Calcaric Cambisols

Horizont	Tiefe [cm]	V _{Poren} [%]	θ bei pF 2,0	θ bei pF 4,2
Ap1	0-15	49,1	34,2	12,1
Ap2	15-30	45,6	34,2	13,0
AB	30-60	44,9	33,2	12,9
Bw	60-90	43,3	33,0	10,1
Bk	90-120	41,2	33,9	16,7

(1) Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310), D-70593 Stuttgart, mackul@gmx.net
 (2) Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Piener Str. 19, D-01735 Tharandt

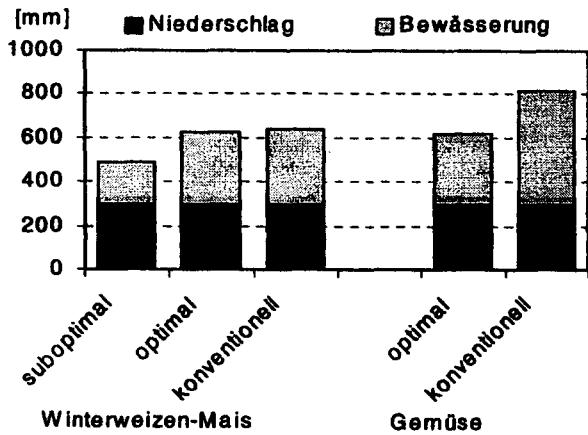


Abb. 2: Niederschlags- und Bewässerungsmengen im Winterweizen-Mais- und im Gemüseversuch von 23. Juni 1999 bis 18. Juni 2000

3 Ergebnisse und Diskussion

Durchschnittswerte zeigen, daß sich die Varianten sowohl im Bodenwasserhaushalt als auch in der Nitratauswaschung deutlich unterscheiden. Die Vorgabe für „Optimalbewässerung“ im Winterweizenversuch konnte weitgehend erfüllt werden (Abb. 3).

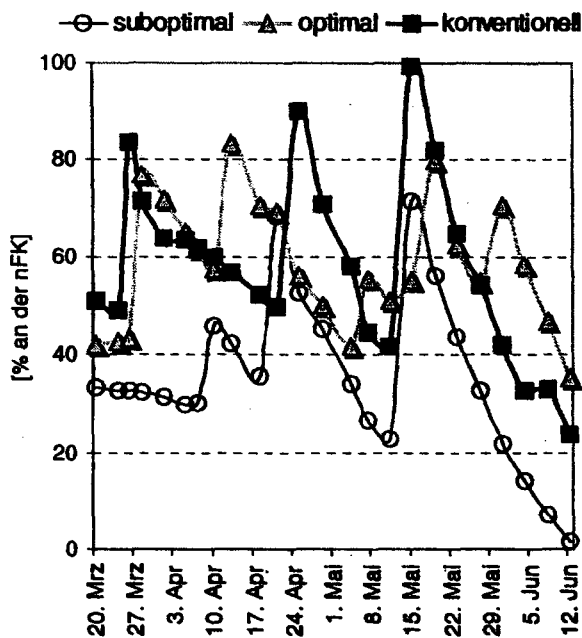


Abb. 3: Bodenfeuchteregime in den drei Bewässerungsvarianten des Winterweizenversuchs im Jahr 2000, dargestellt in Anteilen an der nutzbaren Feldkapazität in 0-60 cm Bodentiefe

Unter der besonders reichlich bemessenen „konventionellen“ Düngung und Bewässerung im Gemüseversuch war eine erhebliche Abwärtsverlagerung von Nitrat unterhalb der durchwurzelten Zone zu beobachten. Dieser Prozeß zeigte sich in den „Optimalvarianten“ deutlich abgeschwächt und war unter „suboptimaler“ Bewässerung im Winterweizenversuch kaum nachweisbar (Abb. 4). Letztere Variante verzeichnete allerdings deutliche Ertragseinbußen. Mögliche Erklärungen für die auffällig höheren Nitratverlagerungsraten im zweiten Beobachtungsjahr, insbesondere in den „konventionellen“ Varianten, sind einerseits die verstärkte Sickerung aufgrund feuchterer Witterung sowie ein Anstieg der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung infolge übermäßiger Düngung.

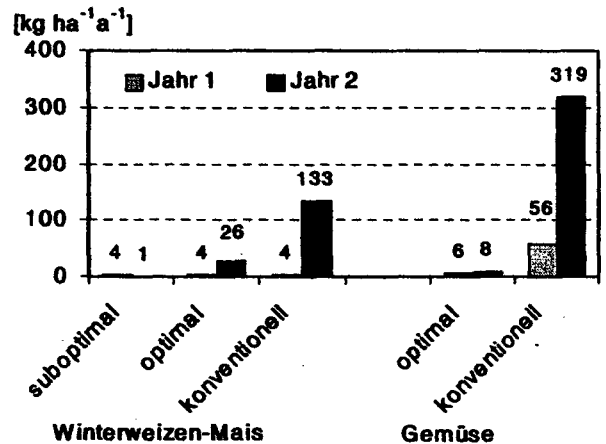


Abb. 4: Abwärtsverlagerung von NO_3-N unterhalb der Wurzelzone im Winterweizen-Mais- und im Gemüseversuch in den Perioden 6/1999-6/2000 und 6/2000-6/2001

4 Schlußfolgerungen

Diese Pilotstudie gibt mit dem Erfolg der „Optimalvarianten“ im Vergleich zu den „konventionellen“ Verfahren Hinweise darauf, daß in der nordchinesischen Tiefebene noch große Potentiale auf dem Wege zu einer nachhaltigen und umweltschonenden Landwirtschaft auszuschöpfen sind, vor allem durch pflanzenbedarfsorientierten Wasser- und Düngereinsatz. Die hier angewendeten bodenkundlichen Methodenansätze stellen hierfür eine wichtige Grundlage dar. Mittels Modellierungen des Bodenwasserhaushalts sollen diese überprüft und weiter verfeinert werden.

Bestimmung der N-Rhizodeposition und der residualen N-Transformation dreier Körnerleguminosenarten in die Folgefrüchte Weizen und Raps mit einer ¹⁵N-*in situ* Markierungsmethode

Jochen Mayer¹, Franz Buegger² und Jürgen Heß¹

Einleitung und Problemstellung

Körnerleguminosen dienen als Stickstoffquelle in ökologischen Fruchtfolgen. Nach Abfuhr der Körner ist der Netto-N Beitrag aus der biologischen N₂-Fixierung für die Fruchtfolge allerdings gering. Wenig untersucht wurden bisher jedoch die Größenordnung der N-Rhizodeposition von Körnerleguminosen, ihre Relevanz für den residualen N-Umsatz und die N-Aufnahme durch Folgefrüchte. Geringe Kenntnisse bestehen auch über den Einfluß verschiedener Folgefrüchte auf den residualen N-Umsatz im Boden.

Ziel dieser Arbeit war, die Gesamt-N-Aufnahme einschließlich Rhizodeposition von drei Körnerleguminosenarten zu quantifizieren und die residualen N-Flüsse in zwei verschiedene Folgefrüchte zu erfassen.

Material und Methoden

Im Mai 1999 wurde in einer mit Gewächshausfolie überdachten Vegetationshalle in Witzenhausen ein Gefäßversuch mit 12 Wiederholungen angelegt. Ackerbohnen (*Vicia Faba L.*), Körnererbsen (*Pisum sativum L.*) und Weiße Lupinen (*Lupinus albus L.*) wurden in mit Boden (Ls3) gefüllte 8,5 l Gefäße gesät. Um die N-Rhizodeposition zu bestimmen und pflanzenbürtigen Stickstoff von bodenbürtigem trennen zu können, wurden die Leguminosen *in situ* mit einer ¹⁵N-Harnstofflösung markiert. Hierzu wurde eine Methode verwendet, bei der der Harnstoff (99 atom % ¹⁵N) über einen durch den Stengel gezogenen Baumwollfaden von der Pflanze aufgenommen wird (RUSSELL UND FILLERY 1996a).

Die Leguminosen wurden zur Druschreife geerntet. Aus den Gefäßen wurde je eine Teilprobe von 20 % des Bodens über die gesamte Gefäßhöhe entnommen. Aus dieser Probe wurden alle sichtbaren Wurzeln und Wurzelfragmente von Hand ausgelesen und der „wurzelfreie“ Boden zur Bestimmung der N-Rhizodeposition verwendet. Die verbleibenden ungestörten Bodenmonolithe wurden bei 6 °C gelagert. Anfang Januar 2000 wurden die getrockneten und gemahlene (6 mm) Leguminosenresiduen mit dem Boden vermischt und in ein Gewächshaus mit Zusatzbelichtung gestellt. Zwei Wochen später wurden die Folgefrüchte - Sommerweizen (*Triticum aestivum L.*) und Sommerraps (*Brassica napus L.*) - auf die jeweilige Körnerleguminosenvariante gesät.

Zur Saat und zur Ernte der jeweiligen Kultur wurden die N und ¹⁵N Gehalte der Pflanzen- und Bodenproben analytisch bestimmt.

Ergebnisse und Diskussion

N-Aufnahme und N-Rhizodeposition

Die Ackerbohne (AB) hatte mit 5,0 g Gefäß⁻¹ die größte N-Menge aufgenommen, gefolgt von der Weißen Lupine (Lu) mit 3,6 g und der Erbse (E) mit 1,8 g Gefäß⁻¹ (Tab. 1). Der Anteil des residualen N der AB betrug 1,9 g Gefäß⁻¹ (38 % des Gesamt-Pflanzen-N), der der E 0,5 g (28 %) und der der Lu 1,4 g (39 %).

Als N-Rhizodeposition (NdfR) werden unterschiedliche Stickstoffformen verstanden, die von den Wurzeln in die Rhizosphäre abgegeben werden: NH₄, NO₃, Aminosäuren, Zelllösungen, abgestoßene Zellen und Wurzelfragmente. In dieser Arbeit ist die N-Rhizodeposition definiert als die Summe der pflanzenbürtigen N-Verbindungen, die nach dem Auslesen aller sichtbaren

Tab. 1: Gesamtpflanzen-N, Korn-N, Residual-N und N aus Rhizodeposition (NdfR) von Ackerbohne, Erbse und Weißer Lupine zur Druschreife

	Ackerbohne	Erbse	Weißer Lupine
N _r -Pflanze (g Gefäß ⁻¹)	5,0 ^a ±0,50	1,8 ^b ±0,29	3,6 ^c ±0,44
Korn -N (g Gefäß ⁻¹)	3,1 ^a ±0,39	1,3 ^b ±0,28	2,2 ^c ±0,36
Residual-N (g Gefäß ⁻¹)	1,9 ^a ±0,25	0,5 ^b ±0,06	1,4 ^c ±0,17
NdfR (g Gefäß ⁻¹)	0,67 ^a ±0,13	0,23 ^b ±0,04	0,57 ^a ±0,13
% NdfR / N _r -Pflanze	13,4 ^a ±2,7	12,6 ^a ±2,9	15,7 ^a ±3,7
% NdfR / Residual-N	35 ^a ±4,7	44 ^b ±7,0	41 ^{ab} ±6,9

Werte mit verschiedenen Buchstaben zeigen Mittelwerte (± s; n = 12) mit signifikanten Differenzen (LSD, P < 0,05)

Wurzeln und Wurzelfragmente zur Druschreife im Boden verbleiben. Dies schließt Wurzeln ein, die zur Reife der Pflanze schon abgestorben waren und im Boden abgebaut wurden.

Die N-Rhizodeposition betrug bei der AB 0,67 g Gefäß⁻¹ (13,4 % des Gesamtpflanzen-N), bei E 0,23 g (12,6 %) und bei Lu 0,57 g (15,7 %). JENSEN (1996) fand in einem Gefäßversuch mit Erbsen (*P. sativum L.*) N-Rhizodepositionsraten von 4 % zur Blüte und 7 % zur Reife der Pflanzen. RUSSELL UND FILLERY (1996b) bestimmten mit derselben ¹⁵N-Markierungsmethode den unterirdischen Stickstoff von Schmalblättriger Lupine (*L. angustifolius L.*) zur Reife. Dieser betrug 90,7 kg N ha⁻¹, wobei nur 31,5 kg N ha⁻¹ als Wurzeln wiederfindbar waren. Das entspricht einer N-Rhizodepositionsrate von 18,5 % bezogen auf die Gesamt-N Aufnahme von 321 kg N ha⁻¹.

Relevant für die N-Ernährung einer Folgefrucht ist jedoch die N-Menge in den Pflanzenresiduen, die auf dem Feld verbleibt. Der relative Anteil des NdfR erhöht sich deutlich bezogen auf den residualen N und erhält dadurch eine erheblich größere Bedeutung für die N-Ernährung der Folgefrüchte. So beträgt der Anteil der NdfR bezogen auf den residualen N 35 % bei AB, 44 % bei E und 41 % bei Lu. In den meisten Arbeiten, in denen der Umsatz von Körnerleguminosenresiduen im Boden und deren N-Transfer in Folgefrüchte mit Hilfe von ¹⁵N

¹ Universität Kassel, Fachgebiet Ökologische Land- & Pflanzenbaussysteme, Nordbahnhofstr. 1a, D-37213 Witzenhausen, Email: jmayer@wiz.uni-kassel.de
Tel.: 05542-98 1634 Fax: 05542-98 1568

² GSF Forschungszentrum, Institut für Bodenökologie, Postfach 1129, D-85758 Oberschleißheim

angereichertem Pflanzenmaterial untersucht wurde, fand der in Form von Rhizodeposition im Boden verbleibende Stickstoff keine Berücksichtigung. Dies dürfte in erster Linie auf methodische Schwierigkeiten und den großen Aufwand bei der *in situ* ¹⁵N Markierung von Pflanzen zurückzuführen sein.

Residualer N-Transfer in Folgefrüchte

Die Sproßbestandteile (Stengel, Blätter, Hülsenwände) der 3 Körnerleguminosenarten wurden entsprechend ihres Aufwuchses dem Boden beigemischt. Der gesamte residuale Stickstoff (ober- und unterirdisch) betrug danach bei der AB 1,08 g Gefäß⁻¹, bei der E 0,33 g und bei der Lu 0,82 g (Abb.1). Obwohl sich die residualen N-Einträge deutlich unterschieden, zeigte die N-Aufnahme der Folgefrüchte nur geringe Unterschiede.

Die N-Aufnahme von Weizen (W) und von Raps (R) lag im Bereich von 0,17 g Gefäß⁻¹, bei W mit Vorfrucht E,

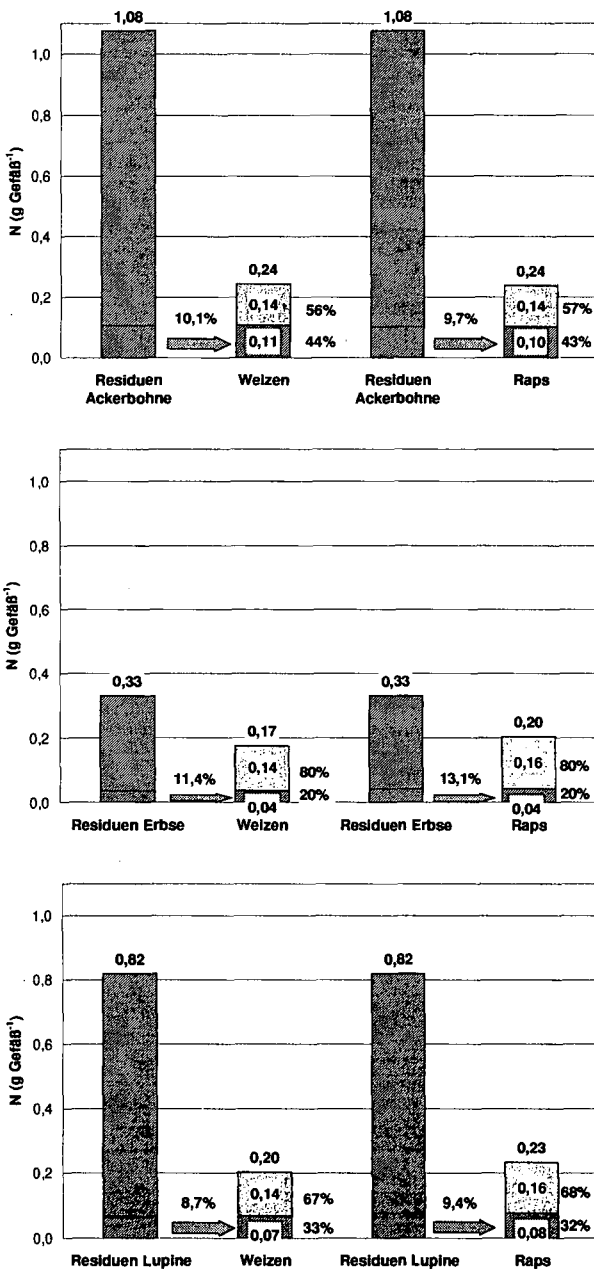


Abb. 1: Residualer N-Transfer von Ackerbohne (Abb. A), Erbse (Abb. B) und Weißer Lupine (Abb. C) in die Folgefrüchte Weizen und Raps im Gefäßversuch.

und 0,24 g Gefäß⁻¹, bei W und R mit Vorfrucht AB. Bei gleicher Vorfrucht unterschied sich die N-Aufnahme der beiden Folgefrüchte nicht signifikant. Signifikante Unterschiede waren nur zwischen den Vorfrüchten AB und E zu beobachten. So wurde der residuale N nur zu ca. 10 % (8,7 % Lu => W bis 13,1 % E => R) in den Folgefrüchten wiedergefunden. Allerdings unterschieden sich die Wiederfindungsraten zwischen AB und E sowie zwischen E und Lu signifikant. Die Wiederfindungsraten stimmen in ihrer Größenordnung gut mit den Ergebnissen anderer Arbeiten überein. So fand JENSEN (1994) in einem Feldversuch 15 und 13 % des residualen N von Erbsen in den Folgefrüchten Gerste und Raps wieder. RUSSELL UND FILLERY (1996b) fanden mit derselben *in situ* Markierungsmethode ca. 13 % der unterirdischen Biomasse von Lupinen in der Folgefrucht Weizen wieder.

Deutliche Unterschiede zeigten sich beim N-Beitrag der Leguminosenvorfrüchte an der N-Aufnahme der Folgefrüchte. Die AB-Residuen hatten mit ca. 44 % des Gesamt-N den größten Anteil an der N-Versorgung der Folgefrüchte, gefolgt von der Lu mit ca. 33 % und der E mit 20 %. Die N-Nachlieferung aus dem Boden war dagegen mit 0,14 – 0,16 g Gefäß⁻¹ praktisch konstant. In einer ungedüngten Versuchsvariante des Versuches von RUSSEL UND FILLERY (1996b) stammten 40 % des N in der Folgefrucht Weizen aus der unterirdischen Biomasse von Lupinen. Dagegen trug der N aus Erbsenresiduen in dem Versuch von JENSEN (1994) nur zu 13 % zum Gesamt-N von Gerste und Raps bei.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Zugabe der Leguminosenresiduen offenbar keinen Einfluß auf das Mineralisierungsverhalten des Bodens (Priming-Effekt) hatte. Die Unterschiede bei der N-Aufnahme der Folgefrüchte erklären sich demnach ausschließlich durch die Menge des über die Residuen zugeführten Stickstoffs und dessen Mineralisierungsdynamik. Bei der Mineralisierungsdynamik scheint es allerdings kleine Unterschiede zu geben, die in der chemischen Zusammensetzung der Pflanzenresiduen begründet sein könnten. Relativ wenig ist bekannt über den Einfluß des Stickstoffs, der in Form von Rhizodepositen im Boden vorliegt. Er ist zur Reife der Pflanzen wahrscheinlich zu einem großen Teil schon mikrobiell immobilisiert worden. Wie dieses Potential den anschließenden Umsatz der Residuen beeinflusst, ist weitgehend ungeklärt.

Literatur

JENSEN E.S. (1994): Availability of Nitrogen in ¹⁵N-labelled mature pea residues to subsequent crops in the field. *Soil Biol. Biochem.* 26, 465 – 472.
 JENSEN E.S. (1996): Rhizodeposition of N by pea and barley and its effect on soil N dynamics. *Soil Biol. Biochem.* 28, 65 – 71.
 RUSSELL C.A. AND FILLERY I.R.P. (1996a): In situ labelling of below-ground biomass. *Aust. J. Agric. Res.* 47, 1035 - 46.
 RUSSELL C.A. AND FILLERY I.R.P. (1996b): Estimates of lupin below-ground biomass nitrogen, dry matter and nitrogen turnover to wheat. *Aust. J. Agric. Res.* 47, 1047 - 59.

Biokompostverwertung auf Rebflächen – In-situ-Inkubationsversuche

Claas Nendel, Stephan Reuter & Roland Kubiak

Einleitung

Die vorerst letzte Hürde bei der Anwendung von Bioabfallkomposten in der Landwirtschaft ist mit der Bioabfallverordnung (BioAbfV) vom 21.09.1998 gefallen. Sie grenzt Bioabfallkomposte eindeutig von Klärschlamm ab und regelt die Anforderungen an Kompost und Kompostgemische und an deren Aufbringung auf landwirtschaftliche Flächen.

Die Düngewirkung von Bioabfallkomposten hinsichtlich der Stickstoffversorgung der Nutzpflanzen ist bis dato allerdings nur für den Bereich der annuellen Ackerfrüchte hinreichend untersucht. Für Dauerkulturen, deren Stickstoffaufnahme sich in Menge und jahreszeitlichem Verlauf von annuellen Kulturen unterscheidet, können diese Erkenntnisse nicht ohne weiteres übernommen werden. Hier sind die Düngeempfehlungen anzupassen (MWVLW RHEINLAND-PFALZ 1998). Für die Düngeberatung im Weinbau ist z.B. von Interesse, das N-Nachlieferungspotential aus Bioabfallkompost unter den speziellen Bedingungen des Weinbaus zu ermitteln. Mit Hilfe von Mikrolysimetern soll anhand der N_{min} -Frachten im aufgefangenen Perkolat die N-Mineralisation aus Bioabfallkompost unter Freilandbedingungen im Jahresverlauf beschrieben werden.

Material und Methoden

In einer Rebfläche der Lage „Mußbacher Eselshaut“ auf dem Gelände der SLFA Neustadt/Weinstrasse sind 36 PVC-Mikrolysimeter (15 cm Ø, 20 cm Tiefe) installiert worden (vgl. EVETT *et al.* 1995). Die doppelwandige Konstruktion besteht aus einer geschütteten Bodensäule auf einer gelochten PVC-Grundplatte im inneren Gefäß und einem äußeren, unten wasserdicht versiegelten und angeschrägten Auffanggefäß. Die Perkolat-

Entnahme erfolgt mit Hilfe einer Aluminium-Kanüle, die an ein Unterdruck-System angeschlossen ist. Die anschließende Analyse des Nitrats und des Ammoniums wurde mit einem Continuous-Flow-Analyser der Firma Skalar durchgeführt.

Die geschüttete Säule konnte gewählt werden, da der Boden in der weinbaulichen Praxis bis zu sechsmal in der Vegetationsperiode bearbeitet wird und somit die gestörte Bodensäule die Feldsituation am ehesten widerspiegelt.

Der Inkubationsversuch wurde mit vier typischen Weinbergböden in drei Düngevarianten (0, 30 und 50 t/ha TM Bioabfallkompost) in jeweils drei Parallelen gefahren. Zusätzlich wurde in weiteren Mikrolysimetern die Bodentemperatur sowie die Bodenfeuchte in 5 cm und 15 cm Tiefe aufgezeichnet.

Tabelle 1: Bodeneigenschaften

Standort	Bodenart	pH	OC [%]	N [%]
Ruppertsberg	Su3	6,8	0,8	0,07
Nierstein	Uls	7,7	1,5	0,16
Wolf	Ls3	5,7	1,4	0,19
Bad Kreuznach	Ls2	7,3	1,7	0,17

Ergebnisse und Diskussion

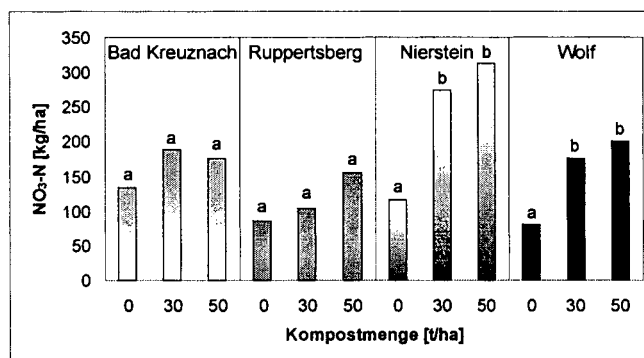


Abbildung 1: NO₃-N-Frachten aus den Bodensäulen im ersten Jahr nach der Kompostapplikation. Unterschiedliche Buchstaben bezeichnen signifikant unterschiedliche Frachten innerhalb eines Bodens bei $\alpha=0,05$ (LSD nach Bonferroni, n=3).

Die ermittelten N-Frachten zeigen deutlich unterschiedliche Summen über das erste Anwendungsjahr. Nach Abzug der Frachten aus der Nullvariante blieb die Auswaschung von mineralischem Stickstoff aus den Versuchsböden

Staatliche Lehr- und Forschungsanstalt für Landwirtschaft, Weinbau und Gartenbau Rheinland-Pfalz
 Fachbereich Ökologie
 Breitenweg 71

67435 Neustadt/Weinstrasse

cnendel.slfa-nw@agrarinfor.rlp.de

aus Ruppertsberg (Su3) mit 3,3% des zugesetzten Kompost-N (30 t/ha Variante) weit unter den aus der Literatur bekannten Mineralisationsraten für Sandböden zurück. Im Perkolat aus einem Schiefer-verwitterungsboden bei Wolf (Ls3) wurden jedoch mehr als 17 %, in einem Löß aus Oppenheim (Uls) fast 30 % des N-Gesamtgehaltes des eingebrachten Kompostes wiedergefunden (30 t/ha Variante). Die Absolutfrachten in der 50 t/ha Variante sind durchaus noch höher, die relative Auswaschung jedoch niedriger mit Ausnahme des Ruppertsberger Sandbodens. In diesem Boden gibt wahrscheinlich die schnelle Austrocknung der nur 20 cm tiefen Bodensäule eine Erklärung für die insgesamt niedrigen Mineralisationsraten.

Die Differenz der N-Frachten aus den gedüngten und den ungedüngten Mikrolysimetern wird als aus dem Kompost mineralisierter Stickstoff erachtet. Ein möglicher Priming-Effekt kann auf diese Weise jedoch nicht aufgedeckt und darf deshalb nicht ausgeschlossen werden.

Eine direkte Korrelation des N_{\min} -Austrags mit dem Tongehalt des Bodens konnte in diesem Experiment nicht beobachtet werden.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass die N-Mineralisation in Weinbergböden sehr stark bodenabhängig ist. Die vielfach im Ackerbau ermittelte Nachlieferungsspanne von 7-15 % des N-Gesamtgehaltes des aufgebrauchten Kompostes im ersten Anwendungsjahr (z.B. DÖHLER 1996,

MAMO *et al.* 1999) kann offensichtlich auf Rebflächen deutlich (bis um das 2- bis 4-fache) überschritten werden. Als Ursache für die hohe Mineralisationsleistung der Weinbergböden wird das generell höhere Temperaturregime gegenüber Ackerflächen erachtet. Aber auch die häufige Bodenbearbeitung in den Rebflächen sowie eine auf verholzte Pflanzenteile besser eingestellte Zersetzergemeinschaft wären als Ursache denkbar. Vor diesem Hintergrund und bei Berücksichtigung des relativ geringen Nährstoffbedarfes der Weinrebe (*Vitis vinifera*) ist es denkbar, dass bereits eine Aufbringung von 30 t/ha TM Bioabfallkompost (zulässige Höchstmenge nach BioAbfV) auf Rebflächen für einen Dreijahreszeitraum unter bestimmten Böden zu einer Grundwasserbeeinträchtigung durch Nitrat führen kann.

Literatur:

Döhler, H. (1996): Landbauliche Verwertung stickstoffreicher Abfallstoffe, Komposte und Wirtschaftsdünger. Wasser & Boden 11, 7-16.

Evelt, S.R., Warrick, A.W., Matthias, A.D. (1995): Wall material and capping effects on microlysimeter temperatures and evaporation. Soil Sci. Soc. Am. J. 59, 329-336.

Mamo, M., Rosen, C.J., Halbach, T.R. (1999): Nitrogen availability and leaching from soil amended with municipal solid waste compost. J. Environ. Qual. 28, 1074-1082.

MWVLW Rheinland-Pfalz (1998): Richtlinien für den umweltschonenden Weinbau in Rheinland-Pfalz.

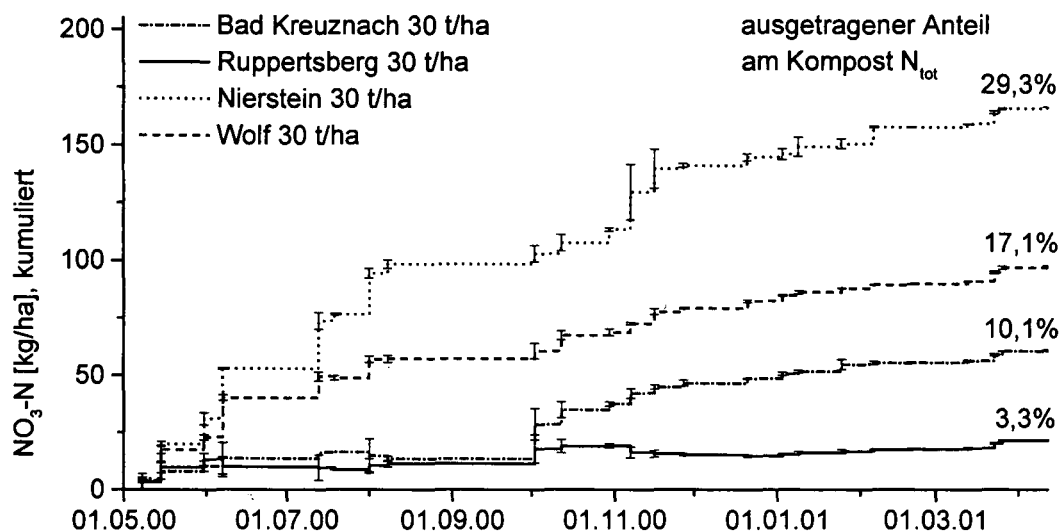


Abbildung 2: Differenz der kumulierten NO₃-N-Frachten aus den Mikrolysimetern der Nullvariante und der 30 t/ha-Variante, in [kg/ha].

Neubewertung der N-Mineralisationskapazität niedersächsischer Löss-Ackerböden

Rolf Nieder¹, Hans-Peter Dauck¹ und Andreas Pacholski¹

Seit den 50er Jahren ist in der Landwirtschaft Deutschlands durch Düngung deutlich über dem Entzug eine starke Anreicherung der Böden mit N, P und K erfolgt. In den Alten Bundesländern wurde ein erheblicher Teil des N-Überhanges durch Aufbau organischer Bodensubstanz (OBS) nach Krumenvertiefung (von <25 cm auf >35 cm) seit etwa 1970 angereichert. Bilanzen (1970-1998) des organischen Kohlenstoffs und Gesamtstickstoffs auf 120 Schlägen aus 16 Betrieben in Südniedersachsen zeigten eine kumulative Anreicherung bis zu 16 t C ha⁻¹ und 1 t N ha⁻¹ in Lössböden von Marktfreuchtbetrieben und bis zu 26 t C ha⁻¹ und 2,4 t N ha⁻¹ in sandigen Böden von Veredelungsbetrieben (Nieder & Richter, 2000). Nach der Wiedereinstellung „quasi-stationärer“ OBS-Gehalte bis etwa 2005 wird bei gleichbleibenden jährlichen N-Überschussalden infolge des Verlustes der Pufferkapazität der Böden die Umweltgefährdung durch N-Emissionen drastisch zunehmen. Dieser Beitrag zeigt, wie sich die N-Mineralisationskapazität im Zuge der o.g. OBS-Anreicherung in den A_p-Horizonten von Löss-Ackerböden seit den 70er Jahren verändert hat.

Material und Methoden

Für die Untersuchungen zur Ermittlung der N-Mineralisationskapazität wurden seit den 80er Jahren (zuletzt im Jahre 2000) in regelmäßigen zeitlichen Abständen Inkubationsversuche durchgeführt. Als Untersuchungsmaterial dienten feldfrische Mischproben aus dem A_p-Horizont repräsentativer Betriebe (Tabelle 1).

Die Proben wurden zunächst gesiebt und homogenisiert. Aus einer Mischprobe wurde mit je dreifacher Wiederholung ein Aliquot von 20 g Boden mit 20 g geglähtem und gewaschenem Quarzsand vermengt und in einem Perkulationsröhrchen bei einem Wassergehalt von rund 60% der Feldkapazität und 35° C bebrütet (Methode in Anlehnung an Stanford & Smith, 1972). Zeitlich gestaffelt wurden die Proben mit einer CaCl₂-Lösung perkoliert und im Eluat wurden NO₃⁻-N und NH₄⁺-N bestimmt. Nach jeder Auswaschung wurde dem Boden eine N-freie Nährlösung zugegeben.

Tabelle 1: Eigenschaften der im Inkubationsversuch 2000 verwendeten Böden (A_p-Material von Parabraunerden aus Löss)

Krumenvertiefungsphase	1967-70	1972-75	1980-82
Betriebe (n)	2	2	2
Schläge (n)	6	6	6
C _{org} (%)	1,06	1,15	1,01
Gesamt-N (%)	0,12	0,12	0,11
Ton (%)	16,2	15,9	14,8
Schluff (%)	79,6	80,7	79,5
Sand (%)	4,2	3,4	5,7

Die Parameter der N-Mineralisation wurden anhand der kumulativen Mineral-N-Anhäufung (NO₃⁻-N plus NH₄⁺-N) während der Inkubation bestimmt. Die N-Mineralisationskapazität wurde durch Überlagerung zweier Reaktionen 1. Ordnung ermittelt:

$$N(t) = N_1 \cdot \{1 - \exp(-k_1 \cdot t)\} + N_2 \cdot \{1 - \exp(-k_2 \cdot t)\}.$$

N₁ ist der leicht abbaubare N-Vorrat, N₂ die schwerer abbaubare N-Fraktion des potentiell mineralisierbaren Stickstoffs N₀, welcher dem „aktiven“ Pool der OBS zuzuordnen ist; k₁ und k₂ sind die entsprechenden Raten-Koeffizienten.

Ergebnisse

Aktuelle Situation

Tabelle 2 zeigt die optimierten Parameter für potentiell mineralisierbaren Stickstoff aus dem im Jahre 2000 durchgeführten Inkubationsversuch. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass sich die OBS der bis einschließlich 1975 vertieften Krumen mittlerweile in einem Quasi-Fließgleichgewicht befindet. Dies ist in Übereinstimmung mit dem N-Akkumulationsverhalten der betreffenden Böden (Nieder and Richter, 2000). Die OBS weist im „Fließgleichgewicht“ eine mittlere N-Mineralisationskapazität (N₁ plus N₂) von etwa 1200 kg N ha⁻¹ 35 cm⁻¹ auf. Die schwerer abbaubare N-Fraktion (N₂) ist deutlich größer als der leicht abbaubare N-Vorrat (N₁).

¹ TU Braunschweig, Institut für Geoökologie, Langer Kamp 19c, 38106 Braunschweig; Korrespondenz über e-mail: r.nieder@tu-bs.de

Die zu Beginn der 80er Jahre vertieften Krümen haben dagegen zur Zeit ein noch etwas geringeres N-Mineralisationspotential.

Tabelle 2: Parameter für potentiell mineralisierbaren Stickstoff (N_1 und N_2 , in $\text{kg N ha}^{-1} 35 \text{ cm}^{-1}$) und Ratenkoeffizienten (k_1 und k_2 , pro Tag) für niedersächsische Löss-Ackerböden

Krümenvertiefungsphase	1967-70	1972-75	1980-82
N_1 ($\text{kg N ha}^{-1} 35 \text{ cm}^{-1}$)	63±51 ^a	30±21 ^a	43±28 ^a
k_1 (pro Tag)	0,087	0,315	0,097
N_2 ($\text{kg N ha}^{-1} 35 \text{ cm}^{-1}$)	1153±150 ^a	1189±78 ^a	948±46 ^a
k_2 (pro Tag)	0,0035	0,0042	0,0045

^a asymptotischer Standardfehler der nicht-linearen Regression

Entwicklung von 1970 bis 2000

Richter et al. (1982) haben anhand ihrer in den späten 70er Jahren durchgeführten Inkubationsversuche für südniedersächsische Lössböden ein mittleres N-Mineralisationspotential von rund $800 \text{ kg N ha}^{-1} 30 \text{ cm}^{-1}$ ermittelt. Eigene Untersuchungen 5 Jahre nach der Krümenvertiefung haben dann gezeigt, dass das N-Mineralisationspotential im Vergleich dazu deutlich geringer war (Abbildung 1; Nieder et al., 2001). Dies wurde auf Festlegungsprozesse in den soeben vertieften A_p -Horizonten zurückgeführt.

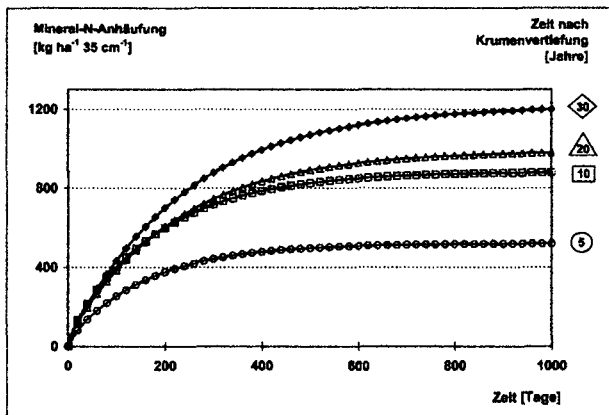


Abbildung 1: Kumulative N-Mineralisation in Löss-Ackerböden 5, 10, 20 und 30 Jahre nach der Krümenvertiefung (aktuelle Ergebnisse im Vergleich mit Daten aus früheren Inkubationsversuchen, z.B. Nieder, 1990)

Alle später durchgeführten Untersuchungen (Abbildung 1) demonstrieren eine kontinuierliche Zunahme des N-Mineralisationspotentials bis heute, d.h. 30 Jahre nach Beginn der Krümenvertiefung. Rückblickend auf die 70er Jahre ist es somit um mindestens 30% angestiegen.

Somit wurde ein überproportionaler Anteil (rund $400 \text{ kg N ha}^{-1} 35 \text{ cm}^{-1}$) des in den vertieften Krümen akkumulierten Stickstoffs (ca. $1 \text{ t N ha}^{-1} 35 \text{ cm}^{-1}$) im „aktiven“ Pool der OBS angereichert.

Schlussfolgerungen

Nach den vorliegenden Untersuchungen zum N-Mineralisationsverhalten hat die Krümenvertiefung in Bezug auf die Einstellung neuer Quasi-Fließgleichgewichte für Stickstoff eine Wirkungsdauer von etwa 30 Jahren. Dies bestätigen auch die Untersuchungen zur C- und N-Festlegung in den Lössböden (Nieder and Richter, 2000). Für die *Düngungsempfehlung* resultiert hieraus die Notwendigkeit einer Neubewertung des N-Mineralisationsverhaltens. Diese Empfehlungen sollten auf der Grundlage systematischer Untersuchungen zur langfristigen Veränderung des N-Mineralisationsverhaltens auch unter Feldbedingungen erfolgen.

Im Hinblick auf das *Problem der globalen Klimaveränderung* zeigen die Ergebnisse, dass der in Ackerböden angereicherte Kohlenstoff und Stickstoff im Vergleich z.B. mit fossilen Brennstoffen relativ kurzlebig sein kann. Die Forderung, dass die Anreicherung von Kohlenstoff in Ackerböden die Verpflichtungen zur Reduzierung der CO_2 -Emissionen aus fossilen Brennstoffen teilweise ersetzen kann, ist somit in Frage zu stellen.

Literatur

Nieder, R. (1990). Die Auswirkungen der Krümenvertiefung auf die Stickstoff-Mineralisation in Löss-Ackerböden. *Kali-Briefe (Büntehof)* 20 (2):197-203

Nieder, R. and J. Richter (2000). C and N accumulation in arable soils of West Germany and its influence on the environment – Developments 1970 to 1998. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163:65-72

Nieder, R., H.P. Dauck and D.K. Benbi (2001). Mineralisation of newly accumulated nitrogen. In *W.J. Horst et al. (Eds.), Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems*, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 940-941

Richter, J., A. Nuske, W. Habenicht and J. Bauer (1982). Optimized N mineralization parameters of loess soils from incubation experiments. *Plant and Soil* 68:379-388

Stanford, G. and S.J. Smith (1972). Nitrogen mineralization potentials of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 36: 464-472

Schadstoffgehalte in Wiesen gras – großräumige Untersuchungen in Oberösterreich

Öhlinger, R.*

Einleitung

Die Untersuchung von Wiesen gras auf Umweltschadstoffe stellt ein Verfahren des passiven Biomonitorings dar. Wiesen gras bzw. Gras ist vielerorts verfügbar und bietet sich somit zu Immissionsmessungen gut an. Zur Erfassung von Luftverunreinigungen wird daher die Untersuchung des Wiesen gras aufwuchses für viele Bereiche empfohlen (ZIMMERMANN et al. 1998, ZIMMERMANN et al. 2000). Zugleich sind derartige Messungen als wirkungsbezogen zu bewerten, da sie unmittelbar für die Tiergesundheit große Bedeutung besitzen.

Aus eigenen Erfahrungen müssen Wiesen grasuntersuchungen oft bei der Bewertung von Immissionsituationen aus landwirtschaftlicher Sicht herangezogen werden. Während der toxikologische Bereich von bestimmten Schadstoffen wie Pb, Cd, Hg, As und F bereits klar in einschlägigen Verordnungen bzw. Richtlinien festgelegt ist, steht eine abgesicherte Einstufung von Gehaltsbereichen wie z.B.: "natürliche Gehalte od. Referenzbereich" bzw "Immissionseinfluß" noch aus. Von 20 oberösterreichischen ländlichen Standorten (2 davon standen offensichtlich unter einem Immissionseinfluss) wurden daher im Laufe von 3-5 Jahren Wiesen grasproben kurz vor dem Schnitt (3 pro Standort und Jahr) entnommen und auf As, Ba, Be, Cd, Chlorid, Cr, Co, Cu, Fluorid, Hg, Mo, Ni, Pb, S, Sb, Se, Sulfat, Tl, V und Zn sowie auf organische Schadstoffe, wie polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAH), polychlorierte Biphenyle (PCB), Lindan und Hexachlorbenzol (HCB) untersucht. Die Standorte befanden sich in den Landschaftsräumen „Kristallin der Böhmisches Masse“, „Augebiet“, „eiszeitliche Terrassen“, „Schlierhügelland“, „Kalkalpin“ und im „Fleyschgebiet“.

Ergebnisse

In der umseitigen Tabelle sind parameterfreie Lageparameter der Wiesen grasmessungen – die Daten waren nicht normalverteilt - angeführt. Weitere Auswertungen über Standorteinflüsse etc. erfolgten mittels Rangvarianzanalyse nach Kruskal-Wallis. Folgende Ergebnisse wurden erhalten:

- Der Einfluss des Schnittes auf die ermittelten Gehalte war meistens signifikant (Ausnahmen z.B. Chlorid, Fluorid). Im allgemeinen nehmen im Jahresverlauf die Konzentrationen zu, da aufgrund des geringer werdenden Wiesen aufwuchses ein Verdünnungseffekt wegfällt.
- Bei der Ermittlung des Standort- bzw. Landschaftsraumeinflusses konnte bei vielen Parametern eine Signifikanz ($P > 95\%$) errechnet werden. Dieser Einfluss war jedoch unbestimmt, ohne konkrete Ursache. Die nachfolgenden multiplen Mittelwertvergleiche ergaben meistens nur zwei homogene Gruppen, wobei die niedrigste nur von sehr wenigen Standorten repräsentiert wurde. Diese Standorte kamen aus unterschiedlichen Landschaftsräumen und ihre Mediane waren erfahrungsgemäß nicht auffällig niedriger als die der übrigen Standorte. Die Beziehung zu den korrespondierenden Bodengehalten bestätigte ebenfalls die Beobachtung, daß der Bodeneinfluss auf Wiesen grasgehalte in ländlichen, „unbelasteten“ Gebieten nicht standortsignifikant auftrat bzw. vernachlässigbar ist. Die Gehaltsstreuung in den Pflanzenproben sowohl zwischen den Schnitten als auch zwischen den Jahren sowie die flächige Wiesen grasprobenahme lassen den Standorteinfluss nicht deutlich hervortreten.
- Aufgrund dieses Ergebnisses wurden die Daten für einen *natürlichen Referenzbereich* aus allen ländlichen, offensichtlich unbelasteten Standorten gemeinsam verrechnet. Die Erstellung der Richtwerte erfolgte auf der Ordinalskala und stellt das jeweilige gerundete *95%- Perzentil* dar (siehe Tabelle). Mit dieser Angabe sind natürliche Referenzbereiche aus einer Vielzahl von Messdaten (max. 290 pro Parameter) definiert, die somit für eine Indikatorfunktion des Wiesen gras (passives Biomonitoring) bei Immissionskontrollen herangezogen werden können.
- Die vorgeschlagenen Richtwerte sind meistens deutlich im unbedenklichen Bereich gemessen an den angeführten Richt- bzw. Höchstwerten (EG, VDI)
- Der Richt- bzw. Höchstwert wird bei Cd mit 40-60%, bei Mo mit 2-30%, Cu mit 40-50% und bei Hg mit 20-40% am meisten ausgeschöpft.

* Bundesamt für Agrarbiologie, Wieningerstr. 8, 4020 LINZ

Parameter	Einheit	n	Median	75% Pzt.	95%Pzt. Richtwert *	Richtwerte / Höchstwerte
As	mg/kg TS	290	(0,01)	0,03	0,1	2 (Futter) ¹
Ba	mg/kg TS	290	13,8	18,6	30	
Be	mg/kg TS	290			(<0,005)	
Cd	mg/kg TS	290	0,11	0,19	0,4	1 (Futter) ¹ 0,6 (Rind) ³
Chlorid	% TS	290	0,43	0,64	1,35	
Co	mg/kg TS	60	0,08	0,12	0,2	10-50 (Futter) ²
Cr	mg/kg TS	245	0,25	0,38	0,8	50 (Futter) ²
Cu	mg/kg TS	290	8,6	10	15	30 (Futter) ²
Fluorid	mg/kg TS	275	(0,7)	1,5	4	30 (Futter) ¹ 30 (Rind) ³
Hg	mg/kg TS	263	0,010	0,012	0,02	0,1 (Futter) ¹ 0,05 (Schaf) ³
Mo	mg/kg TS	57	1,0	2,6	5	10 (Rind) ³
Ni	mg/kg TS	290	1,1	1,8	4	50 (Rind) ³
Pb	mg/kg TS	275	0,3	0,5	0,8	40 (Futter) ¹ 10-15 (Schaf) ³
S	% TS	290	0,26	0,31	0,42	
Sb	mg/kg TS	120	(0,01)	0,04	0,06	
Se	mg/kg TS	60	0,01	0,03	0,2	4-5 (Futter) ²
Sr	mg/kg TS	290	16,5	23,2	35	
Sulfat	% TS	290	0,34	0,46	0,71	
Tl	mg/kg TS	290			(<0,05)	1 (Futter) ² 1 (Schaf) ³
V	mg/kg TS	228	(0,06)	0,1	0,3	10 (Schaf) ³
Zn	mg/kg TS	290	36,0	43	65	300 (Schafe) ³
HCB	µg/kg TS	120			(<2,5)	10 (Futter) ¹
B(a)pyren	µg/kg FS	119	0,13	0,19	0,5	
PAH(6)	µg/kg FS	117	1,5	2,2	5	
PAH(12)	µg/kg FS	126	5,0	7,6	14	
PCB(6)	µg/kg TS	180			(<30)	160 (Milchkühe) ³
Lindan	µg/kg TS	120	3,8	5	8	200 (Futter) ¹

Klammer-Werte unter der Bestimmungsgrenze

* Richtwertevorschlag für einen natürlichen Referenzbereich (95 % Perzentil gerundet)

¹ Bestimmte Futtermittelhöchstwerte nach Richtlinie 1999/29/EG bezogen auf Futtertrockengewicht mit einem Feuchtigkeitsgehalt von 12%;

² SAUERBECK (1985): „kritisch als Tierfutter“ (verschiedene Haustiere)

³ Maximale-Immissions-Werte (MID) nach den einschlägigen VDI Richtlinien 2310 bezogen auf Futtertrockengewicht (angeführt wurde immer ein Beispiel eines für die Verfütterung von Gras relevanten landwirtschaftlichen Nutztieres)

Abkürzungen: TS = Trockensubstanz; FS = Frischsubstanz (FS · 5 ≈ TS); HCB (Hexachlorbenzol); B(a)pyren (Benzo(a)pyren), PAH (Polychlorierte aromatische Kohlenwasserstoffe), PAH(6) = Summe von Benzo(a)pyren, Fluoranthren, Benzo(b)fluoranthren, Benzo(k)fluoranthren, Benzo(ghi)perylen und Indeno-(1,2,3-cd)pyren, PAH(12) = Summe aus PAH(6) plus Phenanthren, Anthracen, Pyren, Benzo(a)anthracen, Chrysen, Dibenz(ah)anthracen; PCB (Polychlorierte Biphenyle), PCB(6) = Summe der Kongenere 28, 52, 101, 153, 138, 180

Literatur

SAUERBECK D (1985): Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht. Verlag Kohlhammer, Stuttgart und Mainz

ZIMMERMANN, R.-D., WAGNER, G. und FINCK, M. (2000): Guidelines for the use of biological monitors in air pollution control (plants). Part I. Report 12, WHO collaborating centre for air quality management and air pollution control

ZIMMERMANN, R.-D., DEBUS, R., FRANZARING, J., HÖPKER, K.A., MAIER, W., REIML, D. und FINCK, M. (1998): Empfehlungen zum Einsatz von Bioindikationsverfahren im Rahmen des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes. Gefahrstoffe-Reinhaltung der Luft 58, 479-486

Bestimmung des Ammoniakpartialdruckes nach Harnstoffausbringung an der Oberfläche eines alkalischen Sandbodens in China

Pacholski¹, A., Cai², G.X., Chen³, D.L. und Roelcke¹, M.

Der Ammoniakpartialdruck der Bodenluft im Gleichgewicht mit der Bodenlösung an der Bodenoberfläche ist eine der wichtigsten Ausgangsgrößen für den Prozess der Ammoniakvolatilisation. In China herrschen in weiten Teilen des Landes mit relativ hohen Boden-pH-Werten sowie feuchtwarmem Sommerwetter sehr günstige Bedingungen für starke N-Verluste nach Düngung mit ammoniakalischen N-Düngern wie Ammoniumhydrogencarbonat oder Harnstoff durch NH₃-Volatilisation. Dünger-N-Verluste können in überstauten Reisfeldern aber auch im Trockenfeldbau 40 - 50 % der ausgebrachten N-Menge entsprechen (Cai 1997). Diese Ammoniakverluste werden in der Regel mit mikrometeorologischen Methoden oder in Windtunneln gemessen, deren Anwendung mit einem hohen experimentellen und apparativen Aufwand verknüpft ist. Die Kenntnis der NH₃-Partialdrücke in der oberflächennahen Bodenluft ist wichtig für die Analyse der mit der NH₃-Volatilisation verbundenen Prozesse. Wenn NH₃-Verluste ebenfalls gemessen werden, kann so der Einfluss von Umweltvariablen (Windgeschwindigkeit, Bodenwassergehalt etc.) auf die Höhe der NH₃-Verluste unter in situ Bedingungen untersucht und die Bestimmung der Ammoniakverflüchtigung aus dem Boden unter Verwendung der NH₃-Partialdrücke und der Umweltvariablen abgeleitet werden. Bisher werden NH₃-Partialdrücke in der oberflächennahen Bodenluft aus der Konzentration an ammoniakalischem N in der Bodenlösung, Boden-pH und Bodentemperatur indirekt berechnet. Mit der von Roelcke et al. (2001) weiterentwickelten 'Glockenmethode' von Richter (1972) liegt ein Verfahren vor, das die direkte Messung des NH₃-Partialdruckes an der Bodenoberfläche ermöglichen könnte.

Theorie

Nach der Harnstoffhydrolyse erfolgt die pH-abhängige Dissoziation des entstandenen Ammoniums, welches sich frei (nicht-sorbiert) in der Bodenlösung befindet, zu NH₃ + H⁺. In Abhängigkeit von der Bodentemperatur und der Bodenfeuchtigkeit steht das in wässriger Lösung befindliche NH₃ im Gleichgewicht mit dem NH₃ in der Gasphase des Bodens (Henry-Konstante). Der Gehalt an NH₃ in der oberflächennahen Bodenluft wird als Ammoniakpartialdruck angegeben. In Abhängigkeit von Bodenrauigkeit (Bewuchs), Windgeschwindigkeit, Temperatur, Luftfeuchtigkeit etc. tritt das

NH₃ in die Atmosphäre über, was als eigentlicher Prozess der Ammoniakvolatilisation bezeichnet wird.

Material und Methoden

In China wurden in der Agroecological Experimental Station, Fengqiu, Provinz Henan, etwa 10 km nördlich des Gelben Flusses (114°24'E, 35°00'N, 67 m ü.N.N.) insgesamt 4 Feldexperimente durchgeführt. Der dort vorherrschende Oberboden ist ein stark kalkhaltiger lehmiger Sand (brauner Auenboden) mit einem pH-Wert (H₂O) von 8.5. Die Experimente wurden jeweils in kreisrunden Versuchsflächen von 12.5 m Radius durchgeführt. In diesen Flächen wurden je zwei Teilflächen (2 x 2 m) zur Messung mit der 'Glockenmethode' angelegt. Folgende 4 Experimente mit oberflächlicher Harnstoff-Düngung wurden in den Jahren 1998-99 durchgeführt (Angaben in kg N ha⁻¹): Juni 1998 (Mais 75), Juli 1998 (Mais 200), März 1999 (Winterweizen 100) und Juli 1999 (Mais 150). Während einer Versuchsdauer von jeweils etwa 2 - 3 Wochen wurden einmal täglich (vormittags) mit einem am *Institute of Land and Food Resources*, Melbourne, entwickelten Kleinprobennehmer die obersten 0 - 3 mm des Bodens beprobt. Wegen des geringen Probenvolumens (0.25 cm³/Probe) bestand jede Bodenprobe aus mehreren hundert über die gesamte Versuchsfläche verteilten Einzelproben. Diese wurden in Fengqiu frisch extrahiert und der pH-Wert und der gravimetrische Wassergehalt bestimmt. Danach wurden am Autoanalyzer (Skalar) die Gehalte an austauschbarem mineralischen N (NH₄⁺, NO₃⁻) gemessen.

Berechnung des Ammoniakpartialdruckes

Die NH₄⁺-Konzentration in der Bodenlösung wurde über eine im Labor ermittelte Freundlich-Adsorptionsisotherme aus den gemessenen Wassergehalten und Gesamt-Ammonium-Gehalten berechnet. Danach wurde eine bei Denmead et al. (1982) gegebene mathematische Beziehung zur Berechnung des Ammoniakpartialdruckes herangezogen (Gl. 1 & 2):

$$1. \quad [NH_3]_{\text{Lösung}} = \frac{\{NH_3 + NH_4\}_{\text{Lösung}}}{1 + 10^{(0.09018 + 2729.92/17 - pH)}}$$

$$2. \quad p(NH_3) = \frac{0.488 \cdot [NH_3]_{\text{Lösung}} \cdot T}{10^{(477.8/17 - 1.6937)}}$$

mit [NH₃]_{Lösung} als NH₃-Lösungskonzentration [mg l⁻¹], [NH₃+NH₄⁺]_{Lösung} als Lösungskonzentration des ammoniakalischen N [mg l⁻¹], T Temperatur in [°K] und p(NH₃) Ammoniakpartialdruck [Pa]. Der berechnete Ammoniakpartialdruck im Gleichgewicht mit der Bodenlösung ist also eine Funktion der Bodentemperatur,

¹ Institut für Geoökologie, Abt. Bodenphysik + Bodenkunde, Technische Universität Braunschweig, E-mail: andreas.pacholski@tu-bs.de

² Institute of Soil Science Nanjing, Academia Sinica, Nanjing, P.R. China, E-mail: gxcai@issas.ac.cn

³ Institute of Land and Food Resources, The University of Melbourne, Australia

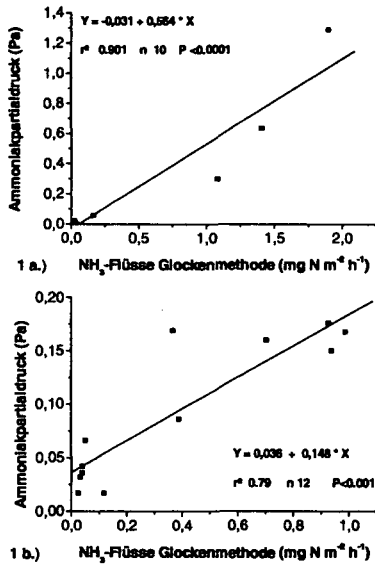


Abb. 1: Regression der NH₃-Partialdrücke auf die mit der Glockenmethode gemessenen NH₃-Flüsse: a. Juni 1998, 75 kg N/ha
b. März 1999, 100 kg N/ha

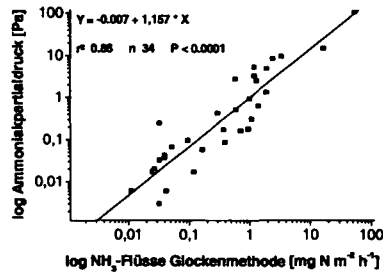


Abb. 2: Regression der NH₃-Partialdrücke auf die mit der Glockenmethode gemessenen NH₃-Flüsse (logarithmierte Werte).

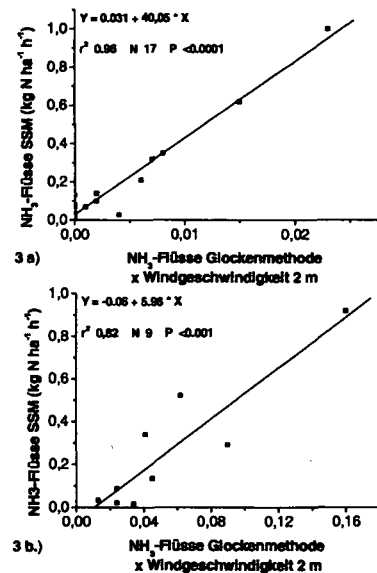


Abb. 3: Regression der NH₃-Flüsse der SSM auf die mit der Windgeschwindigkeit multiplizierten NH₃-Flüsse der Glockenmethode: a. Juni 1998, 75 kg N/ha
b. März 1999, 100 kg N/ha

des pH-Wertes und der Konzentration an ammoniakalischem N.

Bei der Glockenmethode wird Umgebungsluft mit einer Handpumpe durch 4 parallele auf den Boden gesetzte Kammern gesaugt. Die Luft wird in den Kammern mit NH₃ angereichert und durch Teflonschläuche zu einem NH₃-sensitiven Dräger-Prüfröhrchen (Drägerwerk AG, Lübeck) geleitet, an dem die NH₃-Konzentration in der Luft unmittelbar angegeben wird. Mit der Pumprate (l/min) kann so der NH₃-Fluss von der Bodenoberfläche berechnet werden. Durch die Verwendung der Handpumpe liegt allerdings eine im Vergleich zu natürlichen Windverhältnissen sehr geringe Luftaustauschrate vor. Mehrmals am Tag werden etwa 2-3 Minuten dauernde Messungen durchgeführt. Durch Interpolation zwischen diesen Punktmessungen und zeitliche Integration kann so der kumulative NH₃-Verlust berechnet werden.

Als mikrometeorologische Vergleichsmethode wurde die 'Space Shuttle' Methode (SSM) oder Integrated Horizontal Flux Method, nach Leuning et al. (1985) benutzt. NH₃ wird durch 5 in verschiedene Höhen aufgehängte Sampler aufgefangen. Bei dieser Methode erfolgt eine direkte Messung des Produktes aus Windgeschwindigkeit und NH₃-Konzentration in der jeweiligen Höhe, wodurch sich der NH₃-Massenfluss von der Fläche berechnen lässt.

Ergebnisse und Diskussion

Zum Vergleich mit den berechneten NH₃-Partialdrücken wurden Messungen mit der Glockenmethode herangezogen, welche zum Zeitpunkt der Entnahme der oberflächlichen Bodenproben vorgenommen wurden. Abbildungen 1 a + b zeigen, dass für die beiden Messperioden Juni 1998 und Juli 1999 signifikante lineare Beziehungen zwischen den Messergebnissen der Glockenmethode und den berechneten NH₃-Partialdrücken vorlagen (r² 0,90 bzw. 0,79). Auch bei Berücksichtigung aller Daten der vier Experimente in einer Regression ergab

sich bei logarithmischer Darstellung eine signifikante Beziehung (Abb. 2, r² 0,86). Abweichungen zwischen den beiden Größen können zum Teil auf Probleme bei der pH-Messung (pH-Elektrode Orion) (Cai GX, mündl. Mitt.) zurückgeführt werden (siehe Gl.1). Auch die signifikanten Regressionen zwischen den Ergebnissen der SSM und jenen der Glockenmethode multipliziert mit der Windgeschwindigkeit (2 m) bestätigen, dass die Ergebnisse der Glockenmethode als Maß des NH₃-Partialdrucks in der oberflächennahen Bodenluft herangezogen werden können. Die Ergebnisse der SSM können größtenteils aus den NH₃-Partialdrücken in der oberflächennahen Bodenluft und der Windgeschwindigkeit abgeleitet werden. Dieser Zusammenhang erlaubte auch die Entwicklung von Kalibrationsgleichungen für quantitative Abschätzungen von NH₃-Verlusten mit der Glockenmethode, welche im Vergleich zu den SSM-Ergebnissen einen Fehler von ± 6 kg N/ha aufwiesen. Durch Eichung unter Laborbedingungen könnte die Glockenmethode darüber hinaus zu einem Verfahren zur Messung des NH₃-Partialdruckes an der Bodenoberfläche weiterentwickelt werden.

Literatur

1. Cai, G.-X. (1997). Ammonia volatilization. *Nitrogen in Soils of China*. Z.-L. Zhu (Ed.), Kluwer Academic Publishers: 193 - 213.
2. Denmead, O. T., J. R. Freney and J. R. Simpson (1982). "Dynamics of Ammonia volatilization during Furrow Irrigation of Maize." *Soil Science Society of America Journal* 46: 149-155.
3. Leuning, R., J. R. Freney, O. T. Denmead and J. R. Simpson (1985). "A sampler for measuring atmospheric ammonia flux." *Atmospheric Environment* 19(7): 1117 - 1124.
4. Richter, J. (1972). "Zur Methodik des Bodengashaushaltes: I. Ökologisches Modell II. Ergebnisse und Diskussion." *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 132: 208 - 239.
5. Roelcke, M., S. X. Li, X. H. Tian, Y. J. Gao and J. Richter (2001). "In situ comparisons of ammonia volatilization from N fertilizers in Chinese loess soils." *Nutrient Cycling in Agroecosystems*: in press.

Ertragskarten als Indikator für Standort- und Bodeneigenschaften

G. Reimer und J. Lamp

1. Lokale Ertragskarten

Durch den Einsatz von Positionierungssystemen (GPS) und Kornflusssensoren ist es seit einigen Jahren in der landwirtschaftlichen Praxis möglich den Ertrag innerhalb eines Schlages kontinuierlich zu erfassen (Griepentrog 1999, DLG 1997). Die Teilgrafik E innerhalb der Abbildung 1 stellt einige Fehlerquellen während des Druschverlaufs dar (Blackmore & Moore 1999). Nach der Bearbeitung der Rohdaten werden Karten mit Geoinformationssystemen (GIS) erstellt, die die Ertragsverteilung weitgehend fehlerbereinigt innerhalb eines Schlages aufzeigen. Bei dieser Untersuchung werden die Ertragsdaten von 1998 bis 2000 auf mehreren Schlägen des Östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins aus bodenkundlicher Sicht ausgewertet. Die Ertragsdaten werden insbesondere mit Bodenschätzungs-, Bodenformen- und Standorteigenschaften (Relief, Jahreseinfluß) in Bezug gesetzt, um die Informationen aktueller Erträge als Indikator für Böden zu verwenden.

2. Böden und Ertrag eines Landschaftsausschnittes

Der Ausschnitt eines Feldes 30 km südöstlich Kiels visualisiert die Boden-Ertragsbeziehung und stellt im Detail die hohe Variabilität des Ertrages (Wintergerste 1999) und der Bodeneinheiten dar. Heterogenität vergleichbarer Böden in einer Moränenlandschaft wird unter anderem von Mutert et al. (1979) beschrieben. Es zeigt sich, dass die Pseudogleye an den Oberhängen höhere und die kolluvierten Gleye/Niedermoore und erodierten Parabraunerden niedrigere Erträge aufweisen. In den Senken hängt dies vermutlich mit einem Überangebot an Wasser zusammen und der erhöhten Bindung von Wirk- und Nährstoffen bedingt durch höhere Humusgehalte. Es kommt so zu erhöhter Beikrautkonkurrenz oder Lagergefahr. Ertragseinbussen auf erodierten Kuppen können aufgrund schlechter Struktureigenschaften auftreten, die nicht immer durch erhöhte Saatgutmengen ausgleichbar sind.

3. Mehrjähriger Ertragsvergleich

Der Grafikbereich B zeigt die Ertragskarten der Jahre 1998/99 und 2000 desselben Schlages im Untersuchungsgebiet. Zusätzlich sind eine Bodenformenkarte (Armanto 1992) und die Klassengrenzen der Bodenschätzung mit Bodenzahlen dargestellt. Auch hier sind Ertrag und Bodeneinheiten durch hohe Heterogenität geprägt. Bei dem Versuch die Ertragsunterschiede auf der gesamten Fläche zu beschreiben, stellt sich heraus, dass einheitliche, konstante Bereiche – bedingt durch komplexe Interaktionen zwischen Klima-Boden-Pflanze – nur schwer aufzuzeigen sind. Es erscheinen sogar jahres- und wetterabhängige Gegenläufigkeiten auf einem Schlag: im Mittelteil des Schlages ist der Ertrag 1998 und 2000 erhöht, 1999 dagegen erniedrigt.

4. Statistische Boden-Ertragsbeziehungen

Für die Grafikbereiche C und D werden die Durchschnitts-

erträge innerhalb der Polygongrenzen der Bodenformenkarte und der Bodenschätzungsklassen tabelliert. Dargestellt sind die prozentualen Erträge, relativ zum Felddurchschnitt für drei Schläge und Jahre (C). D zeigt Korrelationen zwischen Bodenzahl und Relativertrag zum einen auf Schlagebene (Tabelle) und zum anderen über mehrere Jahre und Felder (Regressionsdiagramm).

Bei der Zuordnung der Durchschnittserträge zu den Bodeneinheiten lassen sich bei stark erodierten Parabraunerden und mäßig kolluvierten Gley-Böden Ertragsdepressionen um 10-20% erkennen. Innerhalb schwach erodierter Para/Braunerden auf Kuppen und (kolluvierter) Pseudogleye an Hängen häufen sich schwache Ertragssteigerungen, insbesondere 1999 und 2000.

Der Vergleich von Bodenzahlen der Bodenschätzung und lokalen Erträgen zeigt wider Erwarten sehr geringe Korrelationen. Die Korrelationen zwischen der (veralteten) Bodenschätzung – die Bodenzahlen schwanken zwischen 28 und 64! – und dem lokalen Ertrag für zwei Jahre approximieren Null. Dies hängt größtenteils mit der Ausweisung relativ großer, an die Flurstücke angepaßter Klassenpolygone zusammen, die die kleinräumigen Unterschiede der Böden im Östlichen Hügelland nicht erfassen.

Weiterhin dürfte die geringe Beachtung des Lokalklimas bzw. von Lateralfüssen eine große Rolle spielen. Hinzu kommt, dass sich die Böden der Landschaft im Untersuchungsgebiet durch Umverlagerung (Erosion) seit der Erhebung der Bodenschätzung verändert haben (Krumenvertiefung, Abtrag, Kolluvierung).

5. Folgerungen

Die Ertragskartierung ist trotz Fehlerquellen ein neues Instrument mit dem jedes Jahr lokal die Realisierung der Bodenfruchtbarkeit bei gegebenen Wetter- und Bewirtschaftungsbedingungen bewertet werden kann. Sie könnte dazu genutzt werden die Bodenschätzung und die Bodenklassifikation zu verfeinern.

Der Bodenkundler kann angewandte Bodenformenkarten als Ansatz digitaler Hof-Bodenkarten (Lamp 1987) für die Landwirtschaft produzieren beziehungsweise vorhandene Karten überprüfen und korrigieren. Auch können mit Hilfe der Ertragskarte Standorte definiert werden, die näher untersucht werden sollen.

6. Literatur

- Armanto E. (1992):* Soil variability as an indicator of erosion in sloping landscapes - comparative investigations in Eastern Holstein and South Sumatra – Dissertation Universität Kiel
- Blackmore S., M. Moore (1999):* Remedial Correction of Yield Map Data. Precision Agriculture, 1,53-66
- DLG (1997):* Ertragskartierung im Mährescher. Merkblatt DLG 303
- Griepentrog H.W. (1999):* Ertragsermittlung im Mährescher, KTBL Arbeitspapier 264
- Lamp, J (1987):* Digitale Hof-Bodenkarten - Grundlage für Prozeßsteuerung in der Pflanzenproduktion. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 53, 55-60
- Mutert E., J. Lamp, E. Schnug (1979):* Zur regionalen Variabilität von Böden in Schleswig-Holstein. Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 29, 787-792

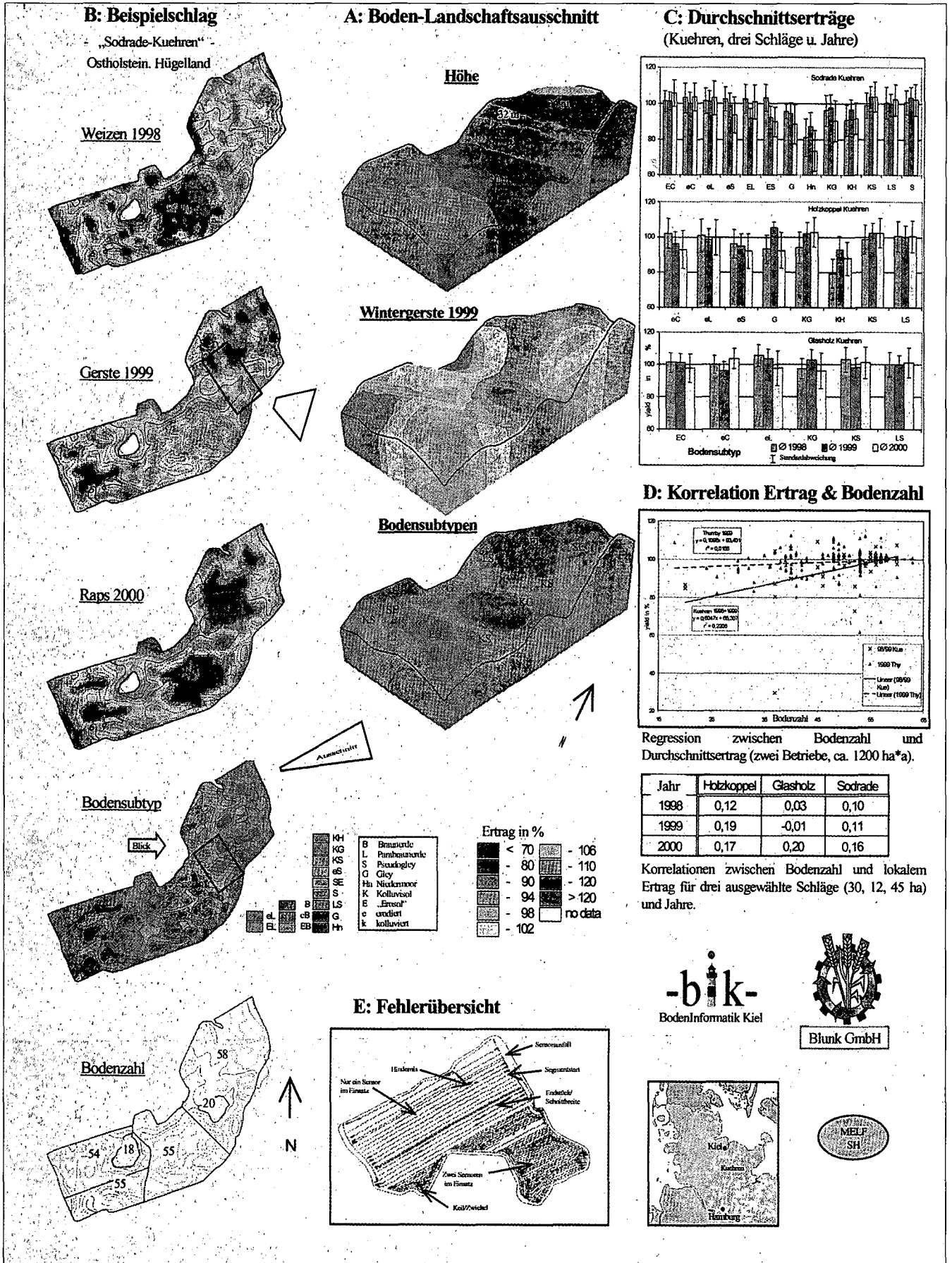


Abbildung 1: Übersicht zur Boden - Ertragsauswertung

Nachhaltige Sandbodenverbesserung durch Tonsubstratapplikation

Gerhard Reuter

1. Naturgegebene Problematik

Sandböden sind sowohl in Deutschland als auch in vielen anderen Ländern weit verbreitet. Sie sind als „leichte“ Böden bekannt, weil ihre Bearbeitung unproblematisch ist, was sich auch kostengünstig auswirkt. Ihr im Vergleich zu anderen Bodenarten geringes agrarisches Ertragspotential wird aus dem Verlauf der Maximalwerte der Deutschen Bodenschätzung ersichtlich und ist besonders im Bereich der sehr niedrigen Gehalte an Schluff und Ton ausgeprägt. Als Ursache dieser Misere ist das unzureichende Wasser- und Nährstoffspeichervermögen der kolloidarmen Sandböden anzusehen. Traditionelle Bemühungen zur Verbesserung des Ertragsniveaus sind die Applikation von organischen Stoffen (Stallmist), die allerdings nur beschränkt zur Verfügung stehen und dem Abbau unterliegen sowie die intensive Beregnung, die jedoch zur verstärkten Auswaschung von Nährstoffen und zur Grundwasserkontamination führt.

2. Sozio-ökonomische Problematik

In Deutschland besteht zur Zeit generell kein Bedarf für eine Steigerung der agrarischen Produktion. Im Gegenteil wird die Stilllegung von Ackerflächen staatlich mit erheblichen finanziellen Mitteln gefördert. Als Folge dieser ökonomisch begründeten Regulation werden in zunehmendem Maße die relativ ertragsschwachen Sandböden aus der Nutzung genommen, und es besteht anscheinend keine Notwendigkeit zur Verbesserung ihres Ertragspotentials. Diese Folgerung steht im krassen Widerspruch zu der Tatsache, dass sich im Weltmaßstab die Situation ganz anders darstellt: Viele Millionen Menschen sind unzureichend mit Nahrungsmitteln versorgt und leiden unter grausamem Hunger. In den betroffenen Gebieten besteht durchaus die aktuelle Notwendigkeit zur Steigerung der agrarischen Produktion. Das bedeutet auch die Notwendigkeit zur nachhaltigen Verbesserung von ertragsschwachen Böden.

Angesichts dieser Situation muss die staatlich geförderte Reduzierung der agrarischen Produktion in Deutschland trotz der aktuellen ökonomischen Notwendigkeit als Sünde wider den hungernden Teil der Menschheit gesehen werden. Und in der weiteren Zukunft wird es sich als notwendig erweisen, alle Ressourcen zur Produktion von Nahrungsgütern zu nutzen und zu verbessern. Dies wird auch die zur Zeit als weitgehend überflüssig angesehenen Sandböden betreffen.

3. Prinzip des Meliorationsverfahrens

Das hier vorgestellte Verfahren zur nachhaltigen Verbesserung von Sandböden beruht auf der Überlegung, daß die notwendige dauerhafte Erhöhung des Wasser- und Nährstoffspeichervermögens der Sandböden nur durch Zufuhr unzerstörbarer Kolloide erreicht werden kann. Als solche kommen die in Lagerstätten angereicherten silikatischen Tonminerale in Betracht. Ältere Ansätze in dieser Richtung (z.B. die schon im 19. Jahrhundert praktizierte sog. Mergelung) brachten teilweise keine Erfolge, weil dabei die große qualitative Diversität der verwendeten Substrate nicht erkannt werden konnte. Erst durch die Kenntnis der sehr unterschiedlichen Sorptionseigenschaften verschiedener Tonminerale ist in dieser Hinsicht die Entwicklung eines zielgerichteten effektiven Verfahrens möglich geworden.

Für die Erkundung und Auswahl der zu applizierenden Tonsubstrate ist deren mineralogische Zusammensetzung von ausschlaggebender Bedeutung: Bei den silikatischen Tonmineralen variiert die Sorptionsleistung für Kationen pro Masseinheit erheblich: Kaolinit: $4 - 8 \text{ cmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}$, Smektit: $80 \text{ cmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Als Berechnungseinheit für die Applikationsmengen wurde die Kationenumtauschkäquivalenz vorgeschlagen:

$\text{KUÄ} (\text{kmol}_{(+)} \cdot \text{ha}^{-1})$

$= \text{Masse} (\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}) \times \text{KUK} (\text{cmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}) / 100.$

Zweifellos ist der smektitreiche Bentonit am günstigsten, zumal die relativ geringen Applikationsmengen kostensparend sind. Jedoch kommen auch nichtbentonitische Substrate in

Betracht, wenn sie einer ausreichenden Sorptionsklasse angehören.

Zu den Vorteilswirkungen zählen nicht nur die unmittelbare Erhöhung der Sorptionsleistung, sondern auch positive Sekundäreffekte, wie die Neubildung von organisch-mineralischen Komplexen (OMK), deren Anreicherung zur nachhaltigen Sandbodenverbesserung beiträgt, sowie die Verringerung der Auswaschungsverluste und der Grundwasserkontamination.

4. Technologische Probleme und Lösungen

Für den Erfolg der Maßnahme ist außer der Sorptionsleistung der Tonsubstrate auch deren technologische Eignung von Bedeutung. Darunter verstehen wir die Streubarkeit der zu applizierenden Materialien und deren Homogenisierbarkeit im Boden. Ist letztere Eigenschaft unzureichend, kann kaum mit positiven Ertragseffekten gerechnet werden.

Zur einfachen Beurteilung der genannten Eigenschaften dient die Ansprache und Einstufung der Tonsubstrate nach Gefügeformen bzw. Gefügeinterferenzen. Günstig ist ein hoher Anteil an Koagulatgefüge. Zu stark kohärente Substrate erfordern eine Konditionierung. Diese kann in verschiedener Weise erfolgen:

- 1) Trocknung bei hoher Temperatur und Mahlung in entsprechenden Anlagen. Danach ist die Ausbringung des Tonmehls mittels Mineraldüngerstreuer möglich. Die Kosten dieses Verfahrens sind relativ hoch.
- 2) Lockerung durch Frosteinwirkung auf dem Feld. Kurze Frostperioden sind ausreichend. - Die Ausbringung nicht gemahlener Tonsubstrate erfolgt mittels Stalldüngerstreuer

5. Ergebnisse der Applikationsversuche

Bei 12 durchgeführten Vegetationsversuchen (9 auf Feldparzellen, 3 in Mitscherlich-Gefäßen) kamen 6 Feldfrüchte bzw. Gras zur Prüfung. Es wurden 12 verschiedene Tonsubstrate einbezogen, deren Kationenumtauschkapazität (KUK) zwischen 8 und 78 $\text{cmol}_{(+)} \cdot \text{kg}^{-1}$ betrug. Die applizierten Umtauschäquivalente (KUÄ) staffelten sich von 3 bis 105 $\text{kmol}_{(+)} \cdot \text{ha}^{-1}$. Das entspricht Massen in der Größenordnung von 5 bis 239 $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Empfohlen wird die Applikation von 15 bis 30 $\text{kmol}_{(+)} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Für die Gesamtauswertung bezüglich der Ertragswirksamkeit standen 408 einzelne Vergleichswerte zur Verfügung. Sie erbrachten

eine mittlere Ertragssteigerung von 9,6 % ($s = 17,3$). Nach Ausschaltung von Versuchsgliedern mit eindeutigen Störeffekten wurden 15,4 % errechnet.

In einigen Langzeitversuchen konnte die Bildung von organisch-mineralischen Komplexen (OMK) sowie die Erhöhung der Gehalte an organischer Bodensubstanz (OBS) nachgewiesen werden.

6. Aktuelle und perspektivische Aspekte der Realisierung

Die nachhaltige Sandbodenverbesserung durch Tonsubstrate muss als Investition angesehen werden, die sich erst nach einigen Jahren amortisiert. Angesichts ökonomischer Zwänge wird empfohlen, sie schrittweise auf relativ kleinen Flächen zu praktizieren. Vorzugsweise kommen Flächen mit nahe gelegenen geeigneten Tonsubstratvorkommen sowie gärtnerische Standorte in Betracht.

Eine besondere Bedeutung ist der Anwendung bei der Rekultivierung von Kippenstandorten des Braunkohlebergbaues beizumessen. Hier wird durch die Verbesserung des Wasserhaltevermögens der Aufwuchs einer neuen Vegetation beschleunigt und der Abtrag durch Deflation (sog. Winderosion) reduziert (Reuter 2001).

Im Hinblick auf die ständig zunehmende Weltbevölkerung bei begrenzten Bodenressourcen und dem damit verbundenen Nahrungsbedarf, wird dringlich empfohlen, die nachhaltige Verbesserung der Sandböden durch Tonsubstrate sowohl in den Entwicklungsländern, später aber auch in Europa, als gemeinnützige Maßnahme anzuerkennen und durch staatliche bzw. überstaatliche Subventionen zu fördern.

7. Literatur

REUTER, G. 1980. Ermittlung des Bedarfs an Tonsubstraten für die Sandbodenmelioration. *Arch. Acker- u. Pflanzenbau, Bodenk.* 24, 871-876

REUTER, G. 1994. Improvement of sandy soils by clay-substrate application. *Appl. Clay Sc.* 9, 107-120

REUTER, G. 1994: Agronomisch relevante Eigenschaften verschiedener Tonsubstrate. *Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.* 74, 391-394

REUTER, G. 2001: Clay-substrate application to open-cast mine soils - South African J. of Plant and Soil 18 (2). In press.

REUTER, G. & DUTZ, B. 1976. Ertrags- und Bodenbeeinflussung durch Tonsubstrate. 7th *Conf. Clay Mineralogy and Petrology, Karlovy Vary.* 365-371

Der Autor steht für Rückfragen und Sonderdruckanforderungen sowie zur Beratung von Projekten gern zur Verfügung.

Bildung und Emission von Stickstoffmonoxid (NO) durch Schwarzerdeböden (Haplic Chernozem): Mechanistische Untersuchungen mit ^{15}N

R. Russow, A. John, H.-U. Neue

PROBLEMSTELLUNG

Stickstoffmonoxid (NO) spielt eine wichtige Rolle in verschiedenen photo-katalytischen Redoxprozessen der Troposphäre, z. B. bei der Bildung aber auch der Reduktion von bodennahem Ozon. Die wichtigsten NO-Quellen sind nichtbiologischer Art (z. B. Verbrennungsprozesse) und ergeben global einen Fluss von 21 Tg N/a, doch liegt die biogene Bildung in Böden mit 10 – 20 Tg N/a in einer ähnlichen Größenordnung (Davidson & Kinglerlee 1997). Im Gegensatz zur N_2O -Emission gibt es relativ wenige Untersuchungen zur NO-Bildung und -Emission durch Ackerböden. Es gilt als sicher, dass das NO ein Neben- und/oder Zwischenprodukt der mikrobiellen Nitrifikation und Denitrifikation ist (Firestone & Davidson 1989, Ye et al. 1994, Conrad 1996). Über den relativen Anteil dieser beiden Bodenprozesse an der NO-Emission, aber auch über deren absoluter Höhe und Abhängigkeit von den Bodenbedingungen herrscht weitestgehend Unkenntnis. Bekannte Arbeiten (Skiba et al., 1992, Davidson et al., 1993, Götter & Conrad, 2000) und eigene ^{15}N -Traceruntersuchungen im Labor- und Feldmaßstab (Wolf & Russow, 2000, Russow et al., 2000) ergaben, dass das emittierte NO vorwiegend aus der Nitrifikation von Ammonium stammt. Diese Ergebnisse stehen im Widerspruch zum bekannten Mechanismus der mikrobiellen Denitrifikation, wonach das NO ein obligates Zwischenprodukt ist. Folglich sollte zumindest unter anaeroben, die Denitrifikation fördernden Bedingungen (im Feld und in Inkubationsversuchen durch hohe Bodenfeuchte und Verdichtung bewirkt) das emittierte NO hauptsächlich aus diesem Prozess resultieren. Widersprüchlich zum bekannten Mechanismus ist auch, dass bei den genannten ^{15}N -Traceruntersuchungen das NO nicht als obligates Zwischenprodukt der Denitrifikation bestätigt werden konnte. Erklärt werden könnten diese Widersprüche mit einer Behinderung der Gasdiffusion (Diffusionslimitierung) im Boden infolge des hohen Wassergehaltes und der Kompaktheit der Böden. Das im Zuge der Denitrifikation gebildete NO würde dann nicht schnell genug in die Gasphase diffundieren können und so am Ort des Entstehens weiter zu N_2O und N_2 reduziert.

Es gelangt somit kein oder nur wenig NO aus diesem Prozess an die Bodenoberfläche zur Emission in die Atmosphäre. Zur Überprüfung dieser bereits von Firestone & Davidson (1989) geäußerten Hypothese wurden ^{15}N -Tracerversuche im Labormaßstab unter Minimierung der Diffusionslimitierung (erreicht durch dünne Bodenschichten und geringen Wassergehalt) durchgeführt.

MATERIAL UND METHODEN

Die Bodeninkubationen wurden in einem speziellen Bodenreaktor (d = 164 mm; h = 85 mm) mit idealer Gasmischung, in dem sich der Boden in einer Basisschicht und in 7 Einzelgefäße in dünnen Schichten (ca. 10 mm) befand, durchgeführt. Die Begasung des Reaktors erfolgte kontinuierlich mit einer synthetischen Atmosphäre (ca. 50 ml/min), deren O_2 -Gehalt und damit das Redoxpotential im Boden geregelt werden konnte. Die experimentellen Bedingungen waren wie folgt:

- *Boden:* Löß-Schwarzerde (Haplic Chernozem), $C_t = 1,8 - 1,9 \%$, $N_t = 0,16 - 0,18 \%$, Feuchte: 40 % der max. WK; Menge im Reaktor 343 g TM; Temperatur: 20 °C
- *N-Düngung:* 150 mg N/kg Boden bestehend aus einer Mischung von 100 mg Ammonium-N und 50 mg Nitrat-N.
- *Tracer:* [^{15}N]Ammonium und [^{15}N]Nitrat, jeweils in einem separaten Experiment mit 3 Wiederholungen.

Die eingesetzten analytischen Methoden sind im Wesentlichen bei Wolf & Russow (2000) nachzulesen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

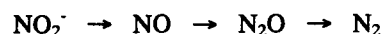
Die Versuche ergaben, dass die Bildung und Emission von NO mit fallendem O_2 -Partialdruck progressiv ansteigt. Da aufgrund der dünnen Bodenschicht und des geringen Wassergehaltes im Boden die Gasdiffusion kaum behindert ist, kann das NO schnell in die Gasphase desorbieren, so dass entgegen zu realen Bedingungen im Feld die Emission des NO sehr viel größer als die des N_2O ist. Detaillierte Informationen zu den Bildungsprozessen, insbesondere zu den Quellen für NO bzw. N_2O erhält man durch Vergleich der gemessenen

¹⁵N-Häufigkeiten dieser N-Gase untereinander und mit denen der eingesetzten ¹⁵N-Tracer. Die aus den ¹⁵N-Häufigkeit berechneten relativen Anteile der beiden anorganischen N-Pools an der NO- und N₂O-Freisetzung findet man in Tab. 1 (Näheres zur Berechnung siehe Russow et al. 2000).

Tab. 1: Relative Anteile von NO und N₂O aus Ammonium und Nitrat

O ₂ -Gehalt Vol. %	N- Gas	Anteil in % aus	
		Ammonium	Nitrat
20	NO	34	66
	N ₂ O	30	70
2	NO	26	74
	N ₂ O	35	65
0,3	NO	24	76
	N ₂ O	23	77
0	NO	16	84
	N ₂ O	15	85

Die bezüglich der Versuchsfrage relevanten Ergebnisse findet man in zusammengefasster und sehr vereinfachter Form in Abb. 1. Bemerkenswert bei den hier durchgeführten Versuchen mit dünnen Bodenschichten ist, dass sich im Gegensatz zu den Versuchen mit Bodensäulen die ¹⁵N-Häufigkeiten des Nitrites sowie des emittierten NO und N₂O mit fallendem O₂-Partialdruck (stärkere Anaerobiosis) annähern. Das bedeutet, dass mit sich ausbildender Anaerobiosis die Reaktionssequenz



der mikrobiellen Denitrifikation immer mehr der bestimmende Prozess wird und dass das NO als ein obligates Zwischenprodukt erfasst werden konnte. Das erhaltene Ergebnis stimmt somit mit den veröffentlichten Vorstellungen zum Mechanismus der Denitrifikation (z. B. Firestone & Davidson 1989, Ye et al. 1994, Conrad 1996) überein. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen weiterhin, dass die Diffusionslimitierung für NO infolge der Bodendichte oder/und des Bodenwassergehaltes die wesentliche Ursache für die bereits in der Einleitung genannten Widersprüche aus früheren Untersuchungen zur NO-Bildung bzw. -Emission war.

LITERATUR

Conrad, R. (1996): Metabolism of nitric oxide in soil and soil microorganisms and regulation of flux into the atmosphere. In: Murrell, J.C., Kelly, D.P., (Eds.): Microbiology of Atmospheric Trace Gases: Sources, Sinks and Global Change Processes. Springer-Verlag, Berlin, Germany, pp. 167-203.

Davidson, E.A., Matson, P.A., Vitousek, P.M., Riley, R., Dunkin, K., Garcia-Mendez, G., Maass, J.M. (1993): Process regulating soil emission of NO and N₂O in a seasonally dry tropical soil. Ecology 74, 130-139.

Davidson, E.A., Kingerlee, W. (1997): A global inventory of nitric oxide emissions from soils. Nutrient Cycling Agroecosystems 48, 37-50.

Firestone, M.K., Davidson, E.A. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: Andreae, M.O., Schimel, D.S. (Eds.): Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere. John Wiley and Sons, Chichester, pp. 7-21.

Gödde, M., Conrad, R. (2000): Influence of soil properties on the turnover of nitric oxide and nitrous oxide by nitrification and denitrification at constant temperature and moisture. Biol. Fertil. Soils 32, 120-128.

Russow, R., Sich, I. Neue, H.-U. (2000): The formation of the trace gases NO and N₂O in soils by the coupled processes of nitrification and denitrification: results of kinetic ¹⁵N tracer investigations. Chemosphere - Global Change Sci. 2, 359 - 366.

Skiba, U., Hargreaves, K.J., Fowler, D., Smith, K.A. (1992): Fluxes of nitric and nitrous oxides from agricultural soils in a cool temperate climate. Atmospheric Environment 26A, 2477-2488.

Ye, R.W., Averill, B.A., Tiedje, J.M. (1994): Denitrification: production and consumption of nitric oxide. Appl. Environ. Microbiol. 60, 1053-1058.

Wolf, I., Russow, R. (2000): Different pathways of formation of N₂O, N₂, and NO in black earth soil. Soil Biol. Biochem. 32, 229-239.

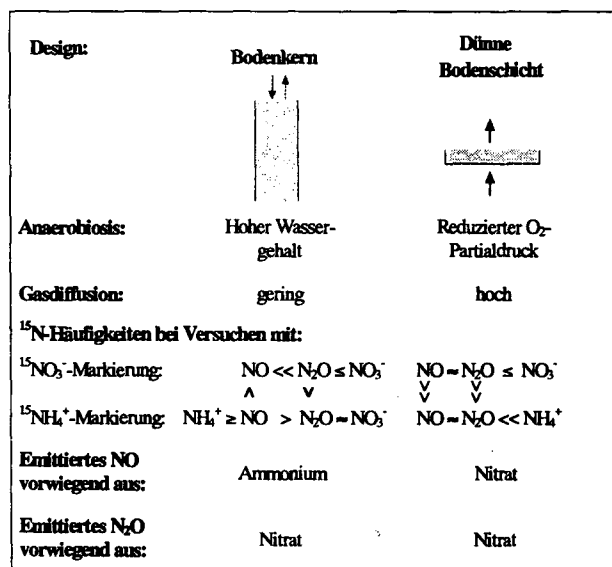


Abb. 1: Vergleich der Ergebnisse von ¹⁵N-Tracerstudien an Böden mit hoher und geringer Diffusionslimitierung

Short term impact of harvesting and burning disturbances on physical and chemical characteristics of forest soils in western Newfoundland, Canada.

E.T. Scheuner¹, F. Makeschin¹, and E.D. Wells²

Introduction

Fire has long been recognized as a natural key factor in many of the boreal landscapes. Particularly, in cool temperate areas, decomposition of forest residue is slow and needles, leaves and logs accumulate on the forest floor. Consequently, fire has often been used as a management tool in many forest ecosystems in Canada. Prescribed burning technology is used together with other forestry practices such as tramping residue before burning, mechanical site preparation after burning, and seedling establishment (Weber & Taylor 1992). The aim of this study is to investigate the short term impact of clearcutting and prescribed burning on soil physical and soil chemical properties and nutrient contents in a boreal forest ecosystem in Newfoundland, Canada.

Methods and Materials

Experimental site

The Horseshoe Brook study site is located in western Newfoundland (Long. 57° 23" Lat. 49° 08") at an elevation of about 250 m above sea level. The precipitation per year is approximately 1023 mm and the annual average temperature is 3.3°C. Forest cover was predominantly black spruce (*Picea mariana* Mill.), the old growth stand was harvested in 1996. In 1998, a randomized complete block design, consisting of four blocks each with two treatment sub-blocks, was established on the clear-cut. Treatments were: a) clear-cut, with residual slash manually removed, and b) clear-cut with residual slash removed by prescribed burning. The treatment blocks were selected randomly. Buffer zones of 3 m in width were

established between each plot to minimize effects of adjacent plots.

Laboratory Analysis

Samples removed from the organic layer were oven-dried at 45°C for 5 days to determine the dry weight (medium and coarse roots were removed). The pH of the organic layers of the burnt and unburned sites was determined with a pH metre in a 1:20 soil/H₂O suspension and a 1:2,5 soil/CaCl₂ (0.01 M) suspension. The pH of the mineral soil was measured in a 1:2,5 soil/H₂O suspension and a 1:2,5 soil/CaCl₂ (0.01 M) suspension. Total Mg, Ca, and K soil samples were milled, ashed in a muffle furnace at 400°C overnight, and subsequently determined by using an HCl-extract of the ashed sample with the ICP-MS. Total carbon and nitrogen involved complete burning of the samples with the subsequent reduction of the burning gases to N₂ and CO₂ in the Foss Heraeus Vario EL. Extractable K, Mg and Ca soil samples were determined in unbuffered 0.5 M NH₄Cl solution according to the CEC_{eff} analysis instruction DIN ISO 11260. Available phosphorus was determined for organic matter and mineral soil by the Bray 1 method (Kalra & Maynard, 1991).

Statistical Analysis

Two-way Analysis of Variance (ANOVA) was performed (SIGMASTAT) to compare differences at burned sites with those of unburned sites. Categorical values include : blocks (4 levels), slash-removal (2 levels, burn and manual), and horizons (3 levels; F-layer, H-layer, mineral soil 0-10 cm).

¹Technische Universität Dresden, Fakultät für Forst-, Geo-, und Hydrowissenschaften, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, Piener Str. 10, 01035 Tharandt; Tel.:035203-382307;

²E.D. Wells, Canadian Forest Service, NRCan, P.O. Box 960, Corner Brook, NF, Canada A2H 6J3; Tel.: 709-637-4927;

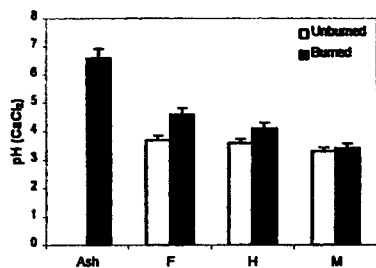


Fig.1

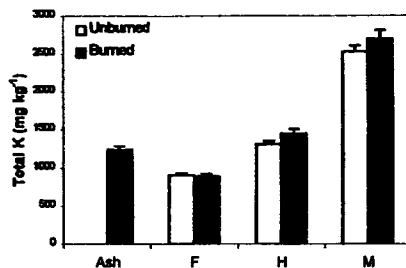


Fig.2

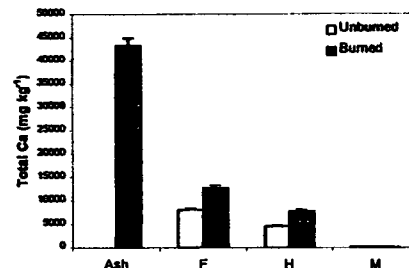


Fig.3

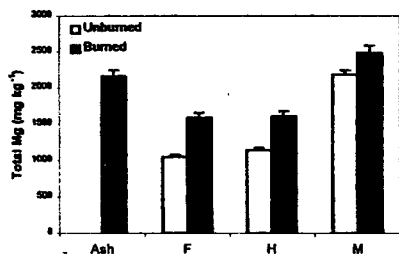


Fig.4

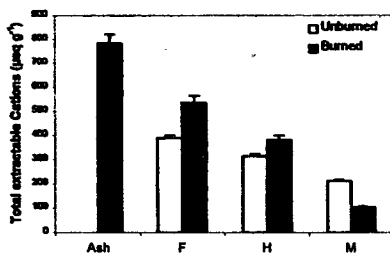


Fig.5

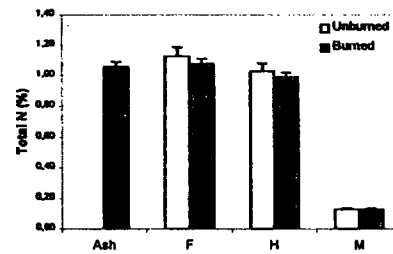


Fig.6

- Fig. 1.: pH (CaCl₂) of the ash, F and H layer on burned and unburned sites
 Fig. 2-4.: Concentrations of total potassium (mg kg⁻¹), total magnesium (mg kg⁻¹), and total calcium (mg kg⁻¹) of the ash, F and H layer on burned and unburned sites
 Fig. 5.: Concentrations of total extractable cations (Na, K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn) in µeq.g⁻¹ of the ash, F and H layer on burned and unburned sites
 Fig. 6.: Total nitrogen content (%) of the ash, F and H layer on burned and unburned sites

Results

After burning, the weight of the humus layer (F+H) was reduced by 24%. Prescribed burning decreased the acidity (increased pH) of the humus layer (Fig.1). Burning increased total amounts of Ca (Fig.3), Mg (Fig.4), P, contents of extractable Ca, Mg, available P, CEC_{eff} (Fig.5) and the C_{org}/N_t ratios. Extractable and total amounts of K (Fig.2), organic carbon contents and total nitrogen (Fig.6) remained unaffected by burning.

Discussion

The decrease in thickness and weight of the humus layer (F+H) following burning may be related to a combination of direct effects of the fire, as well as compaction. The reduced acidity in the F-, H- and mineral soil layer of the burned treatments as well as the increased cation exchange capacity (CEC_{eff}) in the organic layer was due mainly to basic ash input subsequent to burning. Reasons for the absence of any clear treatment effect of prescribed burning on total as well as extractable K in all soil layers are unclear. Magnesium and calcium are major structural component of plant tissue. It can be

assumed, that in the year of burning both cations are generally not leached from the charred organic layer in significant amounts into the mineral soil, since calcium and magnesium adhere well to humus (Viro 1974). Burning induces losses of organic carbon and organically bound nitrogen via volatilization. The calculated values for C_{org}/N_t ratio for F and H layers are typical for raw humus, and indicate low biological turnover processes and mineralization.

Literature

- Kalra, Y. P. & Maynard, D. G., 1991. Methods manual for forest soil and plant analysis. Information Report NOR-X-319, Forestry Canada, North West Region, Northern Forestry Centre, Canada.
 Viro, P. J., 1974. Effects of forest fires on soil. In: Fire and Ecosystems (T. T. Kozlowski & C. E. Ahlgren); Academic Press, New York, San Francisco, London.
 Weber, M. G. & Taylor, S. W., 1992. The use of prescribed fire in contemporary Canadian forestry practice. The forestry chronicle, Vol. 68, NO. 3.

Sequentielle Extraktion uranhaltiger Haldenböden

von

Heiko Schönbuchner¹⁾, Matthias Leiterer²⁾, Bernd Machelett¹⁾ und Hans Bergmann¹⁾

Ziel dieser Untersuchung war es, die Bindungsformen und die Mobilisierbarkeit von Schwermetallen in Haldenböden des ehemaligen Uranbergbaues in Thüringen zu

einer sequentiellen Extraktion nach ZEIEN und BRÜMMER (1989) unterzogen. Die Pflanzenprobenahme erfolgte im April und September 1998. Vorrangig sollte das Verhalten

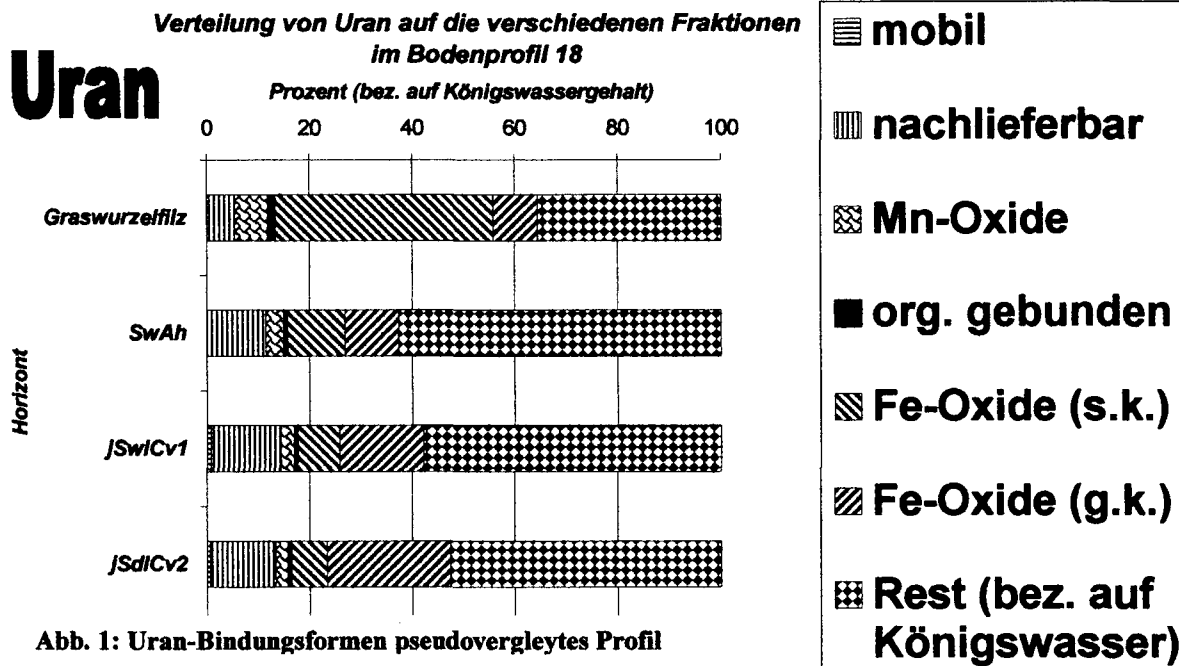


Abb. 1: Uran-Bindungsformen pseudovergleytes Profil

beschreiben. Überdies sollten Zusammenhänge zwischen den Elementfraktionen im Boden und der Belastung der Fettwiesenvegetation aufgezeigt werden. Die Untersuchung wurde an sechs Bodenprofilen zweier als Weide genutzter Althalden durchgeführt. Sie erstreckte sich auf die Elemente U, As, Cd, Co, Cu, Ni, Pb und Zn. Die Ergebnisse sollen Hinweise zum Schwermetalltransfer in Pflanzen und überdies auch Ansatzpunkte zur Phytoremediation und Phytostabilisierung insbesondere von Uran- und Arsen- belasteten Standorten liefern. Zu diesem Zweck wurde im Winter 1997/98 eine tiefenproportionale Beprobung der Böden durchgeführt. Die Horizonte bzw. Tiefenstufen wurden

1) Friedrich Schiller Universität Jena; Institut für Ernährungswissenschaften, Dornburgerstr. 25, D-07743 Jena (Heiko.Schoenbuchner@t-online.de)

2) Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL), Naumburgerstr. 98, D-07743 Jena

und die Mobilität des Urans im Vergleich zu den in dieser Hinsicht relativ gut untersuchten anderen Schwermetallen beschrieben werden.

Die Messung der Elemente erfolgte mittels matrixangepasster Standardadditionsmethode an der ICP-MS. Auch die Pflanzengehalte wurden mit der ICP-MS (nach Mikrowellendruckaufschluss) gemessen. Die Bestimmung der Gesamtgehalte im Boden erfolgte mit der Königswasserextraktion und nachfolgender Messung an der ICP-OES.

Grundsätzlich zeigte sich für alle untersuchten Bodenprofile (n = 34) eine Zunahme der Schwermetallgehalte mit der Bodentiefe (SCHÖNBUCHNER et al., 1999), nur Blei und Chrom waren annähernd gleich verteilt. Dieser Trend gilt auch für die sechs mittels sequentieller Extraktion untersuchten Bodenprofile mit Ausnahme eines pseudovergleyten Profils in Senkenlage (Abb. 1 und Abb. 2). Hier findet offenbar durch lateralen

Verteilung von Cadmium auf die verschiedenen Fraktionen im pseudovergleyten Bodenprofil

Cadmium

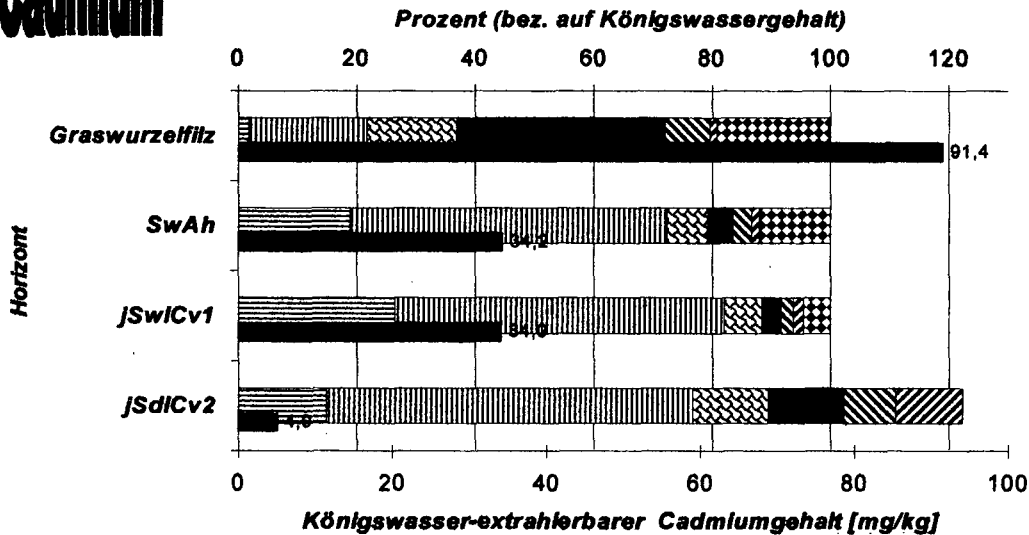


Abb. 2:
Cadmium-Bindungsformen

Sickerwassereintrag eine Schwermetallanreicherung im Oberboden statt (Cd bis 91 mg/kg, Uran bis 59 mg/kg).

Uran findet sich kaum (< 1 Prozent) in der mobilen Fraktion (Ammoniumnitrat), ist allerdings mit maximal 15 Prozent in der nachlieferbaren, zweiten Fraktion (Ammoniumacetat) vertreten, die auch für die Pflanzenaufnahme relevant ist. Die Urankonzentration der zweiten Fraktion korreliert gut bis sehr gut mit den Uranpflanzengehalten der ersten Pflanzenernte (siehe Abb. 3). Ein Großteil des Urans im Oberboden befindet sich in den schlecht kristallinen Fe-Oxiden, in tieferen Horizonten dominiert die Residualfraktion (Abb. 1).

Cadmium ist hingegen mit maximal 80 Prozent in den ersten beiden Fraktionen des pseudovergleyten Profils vertreten (Abb. 2) und dementsprechend hoch mobil, was sich auch in den Gehalten der Vegetation widerspiegelt.

Arsen ist besonders stark in den Eisenoxiden und in der Residualfraktion vertreten und zeigt nur sehr geringe Anteile in den ersten vier Fraktionen. Kobalt wird vorwiegend in den Manganoxiden gebunden, während sich Kupfer und Blei besonders in der EDTA-extrahierten org. gebundenen Fraktion finden.

Schlussfolgerungen:

1. Uran und Arsen als Hauptbelastungsfaktoren der Haldenböden sind weitgehend immobil.

2. Ammoniumacetat scheint sich besser zur Beschreibung der Pflanzenverfügbarkeit von Uran zu eignen als Ammoniumnitrat

Literatur:

SCHÖNBUCHNER, H.; MARTIN, M.-L.; LEITERER, M. & BERGMANN, H. (1999) Untersuchungen zu Mobilität und Pflanzenverfügbarkeit von Schwermetallen auf einem Haldenstandort des ehemaligen Uranbergbaus, *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 91(2), 875-878

ZEIEN, H. & BRÜMMER, G. W. (1989): Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitteilungen Dt. Bodenkundl. Gesellsch.* 59, 505-515

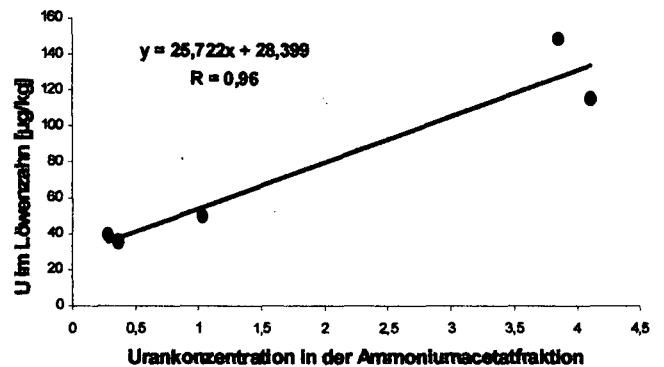


Abb. 3: Korrelation U - Ammoniumacetat/ U - Löwenzahn

Lysimeterversuchsergebnisse über den Einfluss unterschiedlicher Bodenformen auf den Sulfataustrag aus der ungesättigten Bodenzone

Seeger J., Richter G., Knappe S., Meißner R.

Einleitung

In den letzten Jahren war in vielen Wasserfassungen in Deutschland ein deutlicher Anstieg der Sulfat-Schwefel (SO₄-S) -Konzentration im Rohwasser zu verzeichnen. Im Einzugsgebiet der Parthe, welches am Rande des Mitteldeutschen Trockengebietes und des Mittelsächsischen Lößhügellandes südlich von Leipzig gelegen ist, wurden SO₄-Konzentrationen im Grundwasser von über 500 mg/L gemessen. Damit wurde der Grenzwert für SO₄-S im Trinkwasser um mehr als das Doppelte überschritten. Als Ursache werden komplexe Beziehungen zwischen verschiedenen Schwefelquellen, Eintragspfaden und im Boden ablaufenden Prozesse gesehen. So hat sich, entgegen dem ansteigenden Trend der SO₄-S-Konzentration im Rohwasser, die SO₄-S-Deposition mit dem Niederschlagswasser seit 1990 bundesweit erheblich verringert. Darüber hinaus ist durch die Umstellung des Düngemittelsortimentes als auch der Düngungsintensität in den letzten Jahren der SO₄-S-Eintrag durch Mineraldüngemittel stark zurückgegangen. Um Einschätzungen über die künftige Entwicklung des SO₄-S-Austrages aus der ungesättigten Bodenzone vornehmen zu können, wurden mehrjährig vorliegende Sicker- und Porenwasseruntersuchungsergebnisse aus der Lysimeterstation Brandis (Sachsen) einer speziellen Auswertung unterzogen.

Methodik

Die Anlage der Lysimeterstation Brandis umfasst 24 gleich bewirtschaftete, wägbare, monolithische Lysimeter (Oberfläche 1m², Tiefe 3 m) mit je drei Wiederholungen je Bodenform. Die Bodenmonolithe wurden im Wesentlichen im Parthe-Einzugsgebiet gewonnen. Sie lassen sich nach HAFERKORN (2000) entsprechend ihrer steigenden Verdunstung und damit abnehmenden Sickerwassermenge in 4 Versickerungstypen unterteilen. Für die vorliegende Untersuchung wurde je Versickerungstyp eine repräsentative Lysimetergruppe ausgewählt (Tab. 1).

Tab. 1: Charakterisierung der vier ausgewählten Lysimetergruppen der Station Brandis nach Bodenart, Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK), mittlerer jährlicher Sickerwassermenge (SW) und Verweilzeit (VZ) (nach HAFERKORN, 2000)

Lys Gr.	Bodenart	FK* [mm]	nFK* [mm]	SW** [mm]	VZ*** [a]
5	Sandlöß über Sand	422	309	202	2,1
8	Sandlöß über lehmigen Sand	677	461	174	3,9
7	Sandlöß über Geschiebelehm	726	382	140	5,2
9	Tiefgründiger Löss	892	560	87	10,3

* FK, nFK bezogen auf Lysimetertiefe 3m

** mittlere jährliche Sickerwassermenge (1994-2000)

*** mittlere Verweilzeit des Perkolates im Lysimeter

Zum Messprogramm gehört die Erfassung der meteorologischen Eingangsdaten sowie die tägliche Wägung der Lysimeter (Bodenwasservorratsänderung). Die täglichen Perkolatmengen werden gemessen und zu Monatssammelproben vereinigt.

Seeger J. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg, seeger@lysi.ufz.de

In den Monatssammelproben wird die SO₄-S-Konzentration bestimmt. Über Saugsonden wird in drei Tiefenstufen (0,5 m, 1,5 m, 2,5 m) das Porenwasser beprobt und auf SO₄-S analysiert.

Ergebnisse

Seit 1988 hat sich die SO₄-S-Deposition auf dem Gebiet der neuen Bundesländer um ca. 80% vermindert. Verantwortlich für diesen Rückgang ist die verminderte S-Emission aus Hausbrand und Kohlekraftwerken. Für die Lysimeterstation Brandis liegen Daten zur atmosphärischen SO₄-S-Deposition seit 1994 vor. Für den Zeitraum vor 1994 kann die atmosphärische SO₄-S-Deposition nur qualitativ erfasst werden. Der größte Teil der S-Deposition in Brandis wird auf ein nahegelegenes Kohlekraftwerk und die petrochemische Industrie zurückgeführt. Deshalb war zwischen 1994 und 1999 nur ein geringer Rückgang der SO₄-S-Konzentration im Niederschlagswasser (im Trend ca. 1 mg SO₄-S /L*a) zu beobachten. Die mittlere jährliche SO₄-S-Fracht von ca. 86 kg/ha*a war sehr hoch. Erst mit der Abschaltung des Kraftwerkes (1999) kam es zu einem stärkeren Rückgang der SO₄-S-Konzentration (von 1999-2000 um 5,8 mg/L*a). Der S-Eintrag durch die Bewirtschaftung der Lysimeter hat sich durch die Umstellung der Düngemittel seit 1990 ebenfalls stark vermindert. Stark S-haltige Düngemittel wie Superphosphat (P=8%, S=10%) kommen heute nicht mehr zu Anwendung.

Nach BLOEM (1998) beträgt der S-Entzug durch Pflanzen 10-40 kg S/ha*a. Unter der Voraussetzung, dass SO₄-S unter oxidativen Bedingungen und pH-Werten größer 5 mobil bleibt, muss der Differenzbetrag zwischen eingetragenen und durch die Pflanzen aufgenommenen SO₄-S zum Aufkonzentrieren des Poren- und Sickerwassers mit SO₄-S führen. Durch den Gehalt des Bodens an löslichen Sulfaten und oxidierbaren Schwefelverbindungen kann es während der Sickerwasserpassage durch Lösung, Austausch und Diffusion zur einer weiteren Anreicherung des Porenwassers mit SO₄-S kommen (MATTHES, 1961).

Setzt man eine konstante Schwefel-Nachlieferung aus dem Bodenvorrat voraus, müsste der seit 1990 zurückgegangene S-Eintrag in die Lysimeter auch zu einer Verminderung der SO₄-S-Konzentrationen im Sickerwasser führen. Der Zeitraum nachdem sich eine Veränderung des S-Eintrages auf den SO₄-S-Austrag mit dem Sickerwasser auswirkt, ist abhängig von der Verlagerungsgeschwindigkeit des Perkolates im Boden und von der Verlagerungsgeschwindigkeit des SO₄-S im Vergleich zur Sickerwasserfront. Durch die kurze Verweilzeit des Sickerwassers im Lysimeterprofil der Gruppe 5 (Verweilzeit VZ = 2,1 a) kann davon ausgegangen werden, dass die hohen S-Einträge aus der Zeit von vor 1990 im betrachteten Zeitraum (1994-2000) aus dem Boden bereits ausgetragen worden sind. Seit 1995 hat sich die SO₄-S-Konzentration im Sickerwasser anscheinend auf das bis 1999 weitgehend konstante S-Eintragsniveau eingestellt (Abb. 1). Der seit 1999 zu verzeichnende Rückgang der atmosphärischen SO₄-S-Deposition hat, durch die Verweilzeit des Perkolates von mindestens 2,1 a (Lysimetergruppe 5), im hier betrachteten Zeitraum keine Auswirkungen auf die SO₄-S-Konzentration im Sickerwasser.

Durch die längere Verweilzeit des Perkolates der Lysimetergruppe 8 (VZ = 3,9 a) im Vergleich zur Lysimetergruppe 5 wirken hier die hohen S-Einträge vor 1990 länger nach. Aber auch bei dieser Bodenform scheint sich bereits ein dem verminderten Einträgen

entsprechendes Niveau der $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration eingestellt zu haben. Bei der Lysimetergruppe 7 ist ein Abklingen des Rückganges der jährlichen $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Sickerwasser entsprechend der größeren Verweilzeit ($\text{VZ} = 5,2 \text{ a}$) erst ab 1999 zu erkennen. Bei der Lysimetergruppe 9 ($\text{VZ} = 10,3 \text{ a}$) hält der Rückgang der $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Sickerwasser bis heute an.

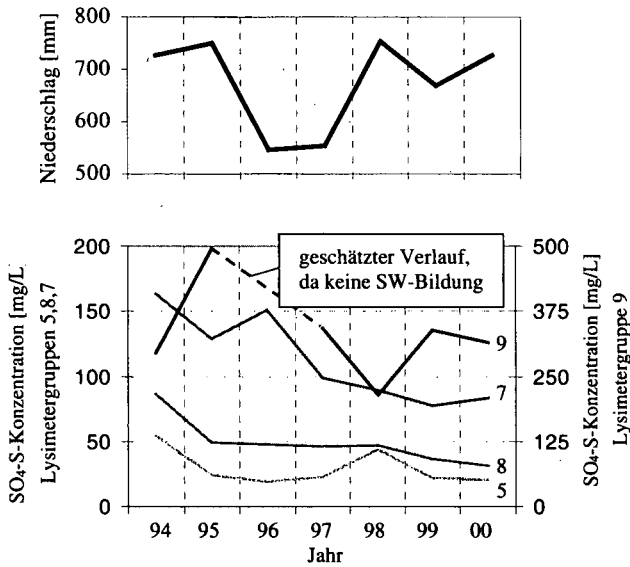


Abb. 1: Entwicklung des Niederschlages und der jährlichen $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Sickerwasser (SW) von 1994 bis 2000

Am Standort der Lysimeterstation Brandis sind im Beobachtungszeitraum (1994-2000) in Abhängigkeit von der Bodenform und der Bodenwasserentnahme durch die Vegetation zwischen den vier Lysimetergruppen signifikante Unterschiede in der jährlichen Sickerwassermenge zu erkennen. Mit steigendem Wasserentzug durch die Vegetation bei zunehmender Tiefgründigkeit und damit höherer nFK und daraus folgender steigender Verdunstung nimmt die jährliche Sickerwassermenge ab. In Abhängigkeit von den hydrologischen Verhältnissen (mittlerer jährlicher Niederschlag = 675 mm/a) und den Bewirtschaftungsformen können in einzelnen Jahren die Sickerwassermengen der vier Lysimetergruppen im Verhältnis zum langjährigen Mittel stark schwanken.

In der Abbildung 2 ist die mittlere jährliche $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Poren- und Sickerwasser der vier Lysimetergruppen dargestellt.

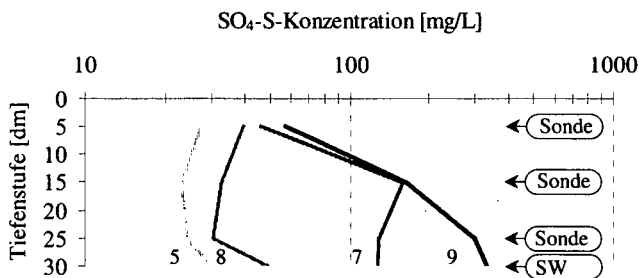


Abb. 2: Mittlere $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Poren- und Sickerwasser (SW) zwischen 1994 und 2000

Die Lysimetergruppe 5 weist im Vergleich der vier Lysimetergruppen aufgrund der geringsten Bodenwasserentnahme durch die Vegetation die höchste mittlere jährliche Sickerwassermenge auf. Damit verbunden ist ein nur ge-

ringes Aufkonzentrieren des $\text{SO}_4\text{-S}$ im Poren- und Sickerwasser. Darüber hinaus bewirkt die geringe Feldkapazität eine kurze Verweilzeit (VZ) des Sickerwassers im Profil ($\text{VZ} = 2,1 \text{ a}$). Durch die geringe Verweilzeit und das schwefelarme Substrat kommt es anscheinend zu keiner $\text{SO}_4\text{-S}$ -Anreicherung des Perkolates. Somit weist die Lysimetergruppe 5, im Vergleich zu den anderen Lysimetergruppen, die geringste mittlere jährliche $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen im Poren- und Sickerwasser auf. Die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration des Poren- und Sickerwassers der Lysimetergruppe 8 verhält sich ähnlich der Lysimetergruppe 5. Die größere Wasseraufnahme durch die Vegetation und die daraus folgende geringere Sickerwassermenge führt jedoch zu einem stärkeren Aufkonzentrieren des Porenwassers mit $\text{SO}_4\text{-S}$. Vergleicht man die Lysimetergruppe 7 mit den Lysimetergruppen 5, 8, so führt die stärkere Wasseraufnahme durch die Vegetation zu einer geringeren Sickerwassermenge und damit vermutlich zu einem noch größeren Aufkonzentrieren des Perkolates mit $\text{SO}_4\text{-S}$. Darüber hinaus scheint das Bodensubstrat (Geschiebelehm) mehr Schwefelverbindungen zu enthalten, die im Verlauf der Bodenpassage ebenfalls zur Anreicherung des Perkolates mit $\text{SO}_4\text{-S}$ beitragen. Des Weiteren wird die Anreicherung des Porenwassers mit $\text{SO}_4\text{-S}$ durch die längere Verweilzeit ($\text{VZ} = 5,2 \text{ a}$) und die daraus folgend lange Kontaktzeit des Perkolates mit dem Bodensubstrat verstärkt. Im Vergleich zu den drei anderen Lysimetergruppen ist bei der Lysimetergruppe 9 die Wasseraufnahme durch die Vegetation am höchsten. Daraus folgt die geringste mittlere jährliche Sickerwassermenge, was zu einem starken Aufkonzentrieren des Perkolates mit $\text{SO}_4\text{-S}$ zu führen scheint. Darüber hinaus wird vermutet, dass das Substrat (Löss) reich an löslichen Sulfaten oder oxidierbaren Schwefelverbindungen ist, die in Verbindung mit der langen Verweilzeit des Sickerwassers ($\text{VZ} = 10,3 \text{ a}$) eine erhebliche Anreicherung des Porenwassers mit $\text{SO}_4\text{-S}$ bewirken.

Schlussfolgerungen

Der seit 1990 zu verzeichnende Rückgang des S-Eintrages führte vor allen in den leichten Böden zu einer Verringerung der $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Sickerwasser. Demnach ist die derzeitige Landwirtschaft nicht für das Ansteigen der $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentrationen im Grundwasser des Parthe-Einzugsgebietes verantwortlich.

Da die Vegetation dem Boden im Verhältnis mehr Wasser als Schwefel entzieht, steigt die $\text{SO}_4\text{-S}$ -Konzentration im Poren- und Sickerwasser der Lysimeter mit steigender Wasseraufnahme durch die Vegetation.

Steigende Gehalte an löslichen Sulfaten und oxidierbaren Schwefelverbindungen im Boden führen zu einer Anreicherung des Poren- und Sickerwassers mit $\text{SO}_4\text{-S}$.

Literatur

- BLOEM E.M. (1998): Schwefel-Bilanz von Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung hydrologischer und bodenphysikalischer Sandorteigenschaften – Landbauforschung Völknerode, SH 192 Dissertation
- MATTHES G. (1961): Die Herkunft der Sulfat-Ionen im Grundwasser – Hessisches Landesamt für Bodenforschung, Wiesbaden
- HAFERKORN U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unterlandwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes – Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis – Georg-August-Universität Göttingen, Dissertation

Die Beutung der gelösten organischen Substanz (DOM) für die Auswaschung von N und P aus Plaggeneschen

Jan Siemens & Martin Kaupenjohann

Einleitung

Um Nutzungskonflikte zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zu minimieren, sind Kenntnisse über die Dynamik löslicher C-, N- und P-Verbindungen in ungesättigter und gesättigter Zone essentiell. Ziel dieser Studie ist es a) den Beitrag des gelösten, organisch gebundenen N (DON) zur Nährstoffauswaschung zu quantifizieren und b) den Einfluss des DOM auf den Umsatz dieser Nährelemente in ungesättigter und gesättigter Zone zu beleuchten.

Material und Methoden

Dazu wurden in der ungesättigten Zone (0,9 m bis 5,6 m u. GOF) ausgehend von begehbaren Brunnenschächten mit Hilfe von neu entwickelten Glassaugplatten Konzentrationen und Flüsse von Gesamt-N, NO_3^- -N, NH_4^+ -N, gelöstem reaktivem P (SRP) und DOC erfasst. Die Beprobung der gesättigten Zone (5 m-35 m u. GOF) erfolgte durch Multilevelbrunnen. Die Bioverfügbarkeit der gelösten organischen Substanz wurde durch Inkubationsversuche charakterisiert.

Zwei landwirtschaftlich genutzte Flächen mit Plaggeneschen (Flächen A und H), ein landwirtschaftlich genutzter Gley (B) und zwei Brache-

flächen (ein Plaggenesch, D, und ein Gley-Podsol, S) wurden in die Untersuchung einbezogen.

Ergebnisse

In 90 cm Tiefe betrug die mittlere DOC-Konzentration 17-32 mg C l^{-1} . Die Konzentrationen gingen unter den Plaggeneschen mit zunehmender Tiefe exponentiell zurück auf Werte um 5 mg C l^{-1} an der Grundwasseroberfläche (4-5,6 m Tiefe u. GOF). Im Grundwasserkörper wurde eine weitere Abnahme der DOC-Konzentrationen bis auf die Bestimmungsgrenze von 1 mg C l^{-1} festgestellt. Multipliziert mit der durch ein Plattenmodell berechneten Sickerwasserspende ergab sich für die Flächen eine DOC-Sickerungsfracht von 60-96 $\text{kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in 90cm Tiefe im hydrologischen Jahr 2000/2001. Die Sickerungsfracht an der Grundwasseroberfläche betrug noch 10-20 $\text{kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Auf drei der untersuchten Standorte war der Median der SRP-Konzentration kleiner als 37 $\mu\text{g P l}^{-1}$ und lag damit in einem Bereich, der in Bezug auf die Eutrophierung von Gewässern als unkritisch gesehen wird. Auf Fläche A jedoch wurden bis zur Grundwasseroberfläche in 5,6 m Tiefe häufig SRP-Konzentrationen von mehr als 100 $\mu\text{g P l}^{-1}$ angetroffen. Mediane von bis zu 288 $\mu\text{g P l}^{-1}$ in einigen Stromfäden des Grundwasserleiters deuten darauf hin, dass der Durchbruch von P bis ins Grundwasser auf Fläche A kein Einzelfall oder Artefakt ist, sondern auch in anderen Teilen des Einzugsgebietes bereits erfolgt ist. Laufende Untersuchungen werden zeigen, in welchem Ausmaß organisch gebundener

P (DOP) zu einer Befruchtung des Grundwassers mit P beiträgt.

Die DON-Konzentrationen unterlagen nur geringen zeitlichen Schwankungen, ihre Mediane lagen zwischen 0,9 und 2,3 mg N l⁻¹.

Die DON-Sickerungsfracht auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen betrug 6-13 kg N ha⁻¹ a⁻¹, die der Bracheflächen 2-6 kg ha⁻¹ a⁻¹ (Abb. 1). Damit machte die DON-Sickerung 5-28 % der Gesamt-N Sickerung aus.

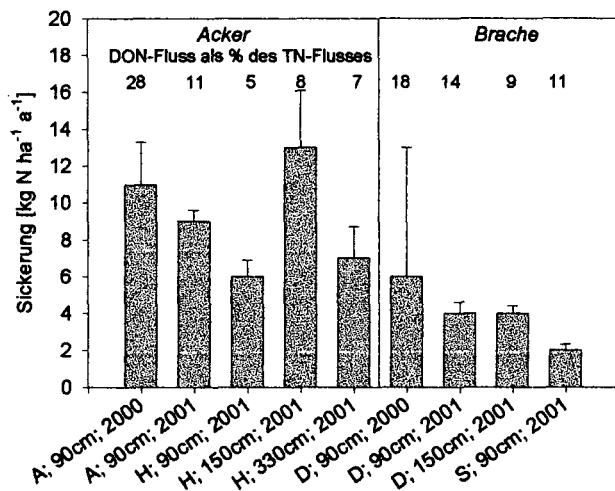


Abb. 1: DON-Sickerung und Anteil der DON-Sickerung an der Gesamt-N Sickerung

Sicker- und Grundwasserproben wurden 70 Tage aerob und anaerob inkubiert, um die Bioverfügbarkeit des DOC zu kennzeichnen. Während in den mitgeführten Glucose und Ethanolkontrollen eine quantitative Veratmung des Kohlenstoffes oder des zudotierten NO₃⁻ beobachtet wurde, konnten wir weder in den aeroben Varianten noch in den aneroben Varianten einen Abbau des in den Proben enthaltenen DOC feststellen (Abb. 2). Der im Sicker- und Grundwasser transportierte DOC ist demnach nicht leicht bioverfügbar.

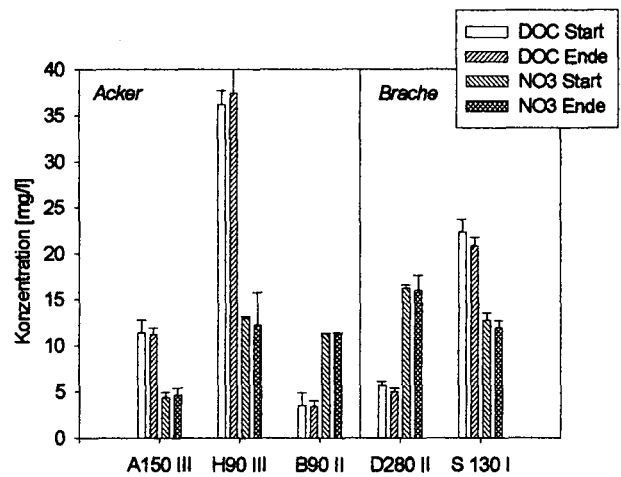


Abb. 2: Anfangs- und Endkonzentrationen von DOC und NO₃⁻ im Inkubationsversuch. Buchstaben kennzeichnen verschiedene Standorte, arabische Ziffern die Entnahmetiefe u GOF, römische Ziffern Parallelen.

Schlussfolgerungen

DON kann auch in Agrarökosystemen einen signifikanten Anteil an der Gesamt-N Auswaschung aus dem durchwurzelten Bereich der Böden haben und sollte deshalb bei der Untersuchung des N-Haushaltes dieser Ökosysteme nicht a priori vernachlässigt werden.

Aufgrund seiner geringen Bioverfügbarkeit im Inkubationsversuch muss zum gegenwärtigen Stand der Untersuchungen davon ausgegangen werden, dass DOC keinen bedeutsamen Beitrag zur Denitrifikation in Unterböden und im Grundwasserleiter liefert. Die Rolle der gelösten organischen Substanz als Vektor der Auswaschung von Nährstoffen aus Böden überwiegt seine Bedeutung als Grundlage einer natürlichen Eliminierung („natural attenuation“) der N-Emmissionen aus Agrarökosystemen.

Dank

Den Kooperationen Landwirtschaft/Wasserwirtschaft Münster und Beckum, den Stadtwerken Münster, der Wasserversorgung Beckum, dem Westfälisch-Lippischen Landwirtschaftsverband und der Stadt Münster sei herzlich für die Unterstützung und die gute Zusammenarbeit gedankt

Wirkungen unterschiedlicher Düngungsmaßnahmen auf die organische Bodensubstanz landwirtschaftlicher Böden

C. Siewert, M. Renger, M. Körschens,
J. Zeitz, G. Springob

Für eine praxisrelevante Bewertung der organischen Bodensubstanz (OBS) im Hinblick auf Ertrag und Umweltschutz ist eine Quantifizierung der biologisch leicht umsetzbarer Komponenten mit möglichst einfachen Methoden notwendig. Dazu dienen bisher Untersuchungen in landwirtschaftlichen Dauerversuchen (Körschens, 1980, Rasmussen et al., 1998). Sie ermöglichen eine Abschätzung der Menge biologisch stabiler (inert) Komponenten der OBS aus dem C-Gehalt von ungedüngten Parzellen. Dieser inerte Kohlenstoff korreliert mit dem Tongehalt der Böden (siehe Abb. 1), so dass sich mit Hilfe des Tongehaltes die Menge inerte Bestandteile der OBS auch in anderen Böden ermittelt werden kann. Die Differenz aus Gesamtkohlenstoffgehalt und inerten Kohlenstoff ergibt die Menge an umsetzbarem Kohlenstoff.

Kritisch ist bei diesem Verfahren die Bestimmung des C- und Tongehaltes. Die Genauigkeit beider Verfahren reicht, bedingt durch die hohe zeitliche und räumliche Variabilität dieser Parameter, nur eingeschränkt für eine genaue Quantifizierung des umsetzbaren Kohlenstoffs. Darüber hinaus ist die Beziehung zunächst nur für grundwasserferne Sand- und Lössböden anwendbar.

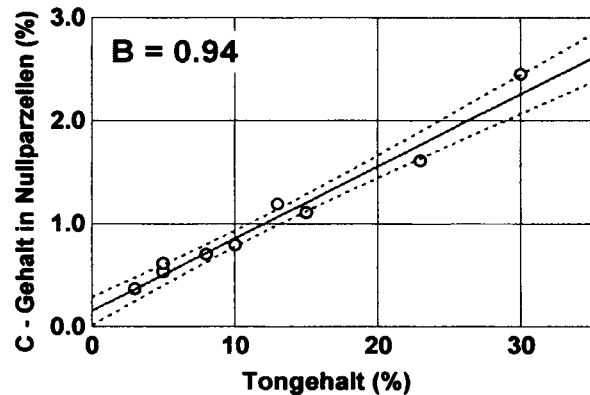


Abb. 1: Beziehungen zwischen Tongehalt und dem Gehalt an organischen Kohlenstoff (C_{org}) in Nullparzellen landwirtschaftlicher Dauerversuche nach Körschens

Aus diesem Grund wird nach Möglichkeiten zur direkten Quantifizierung des umsetzbaren Kohlenstoffs gesucht. Dabei zeigten bisher Ergebnisse der Heißwasserextraktion die beste Übereinstimmung mit Erfahrungswerten aus Dauerversuchen (Körschens, et al., 1990, Schulz, 1997). Diese Methode ermöglicht eine Bewertung und Einteilung von Böden nach ihrem Versorgungsgrad mit organischer Bodensubstanz in 5 Stufen (Körschens, et al., 1998) und wird daher als Standardverfahren empfohlen.

Neuere Untersuchungen zeigen, dass sich die Menge an inerten Kohlenstoffs auch aus thermogravimetrischen Daten ableiten läßt. Abbildung 2 (folgende Seite) zeigt dazu eine Gegenüberstellung der berechneten und in Nullparzellen von Dauerversuchen gemessenen Werte an inerten Kohlenstoff.

Die Beziehung ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0.95 relativ eng. Darauf aufbauend ist eine Abschätzung der Menge an umsetzbarer Substanz in landwirtschaftlichen Dauerversuchen als Differenz zum Gesamtkohlenstoffgehalt möglich. Die dazu durchgeführten Berechnungen bestätigen bekannte Abhängigkeiten des C_{org} - Gehaltes von den Menge und Art angewandter organischer Dünger aus Dauerversuchen.

Kontakt:

TU-Berlin, Institut für Ökologie, Salzufer 11-12,
10587 Berlin, Website: <http://www.csiewert.de>,
email: cs@csiewert.de

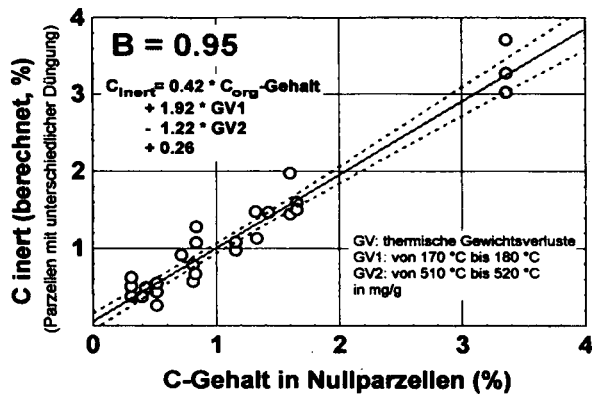


Abb. 2: Beziehung zwischen den berechneten und gemessenen Werte an inerten Kohlenstoff in unterschiedlichen Parzellen landwirtschaftlicher Dauerversuche.

Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass mit Hilfe der Thermogravimetrie - einem sehr einfachen und kostengünstigen Verfahren - eine Bestimmung des inerten Kohlenstoffs und folglich auch der Menge an umsetzbarer organischer Substanz in Ackerböden möglich sein könnte.

Die Untersuchungen bestätigen des weiteren die Bedeutung landwirtschaftlicher Dauerversuche für die Entwicklung neuer Bewertungsverfahren und für die Lösung aktueller Fragen der Landwirtschaft und des Umweltschutzes.

Literatur:

Körschens, M.: (1980): Die Abhängigkeit der organischen Bodensubstanz von Standortfaktoren und acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen, ihre Beziehungen zu Bodeneigenschaften und Ertrag sowie Ableitung von ersten Bodenfruchtbarkeitskennziffern für den Gehalt des Bodens an organischer Substanz. Dissertation B, Akad. d. Landw.-Wiss., Berlin.

Körschens, M., Schulz, E. and Behm, R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. Zbl. Mikrobiol.. Jena 145, 305-311

Körschens, M., Weigel, A. and Schulz, E. (1998): Turnover of Soil Organic Matter (SOM) and Long-Term Balances – Tools for Evaluating Sustainable Productivity of Soils. Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 161, 409-424

Rasmussen, P. E.; Keith, W. T.; Goulding, J. R.; Brown, P. R.; Grace, Henry Janzen, H.; Körschens, M. (1998): Long-Term Agroecosystem Experiments: Assessing Agricultural Sustainability and Global Change. Science. vol. 282, 893 – 896

Schulz, E. (1997) Charakterisierung der organischen Bodensubstanz (OBS) nach dem Grad ihrer Umsetzbarkeit und ihre Bedeutung für Transformationsprozesse für Nähr- und Schadstoffe. Arch. Acker- u. Pflanzenbau u. Bodenk. 41, 6, 465-472

Siewert, C. (1998): Verfahren zur Verfahren zur Bestimmung der qualitativen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz von Mineralböden, Patentschrift DD - GO1 N 196 38 731

Siewert, C. (2001): Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz. Habilitationsschrift. Berlin. (<http://www.tgba.de>)

Weitere Details zur thermogravimetrischen Bodenanalyse (TGBA) sind unter <http://www.tgba.de> zu finden

Simultaneous measurement of root-derived organic compounds and root respiration in non-sterilized soil

Siniakina S.V., Kuzyakov Y., and Stahr K.*

Introduction

Accurate C and energy budget of the soil cannot be determined without the separate estimation of root respiration and microbial utilization of root exudates. The results of studies with nutrient solution cultures, soil sterilization, and fumigation techniques related to ¹⁴C or ¹³C labeling show that investigations based on artificial environments for the roots give unreal figures for C partitioning. This makes them unsuitable for the prediction of C flows under natural conditions.

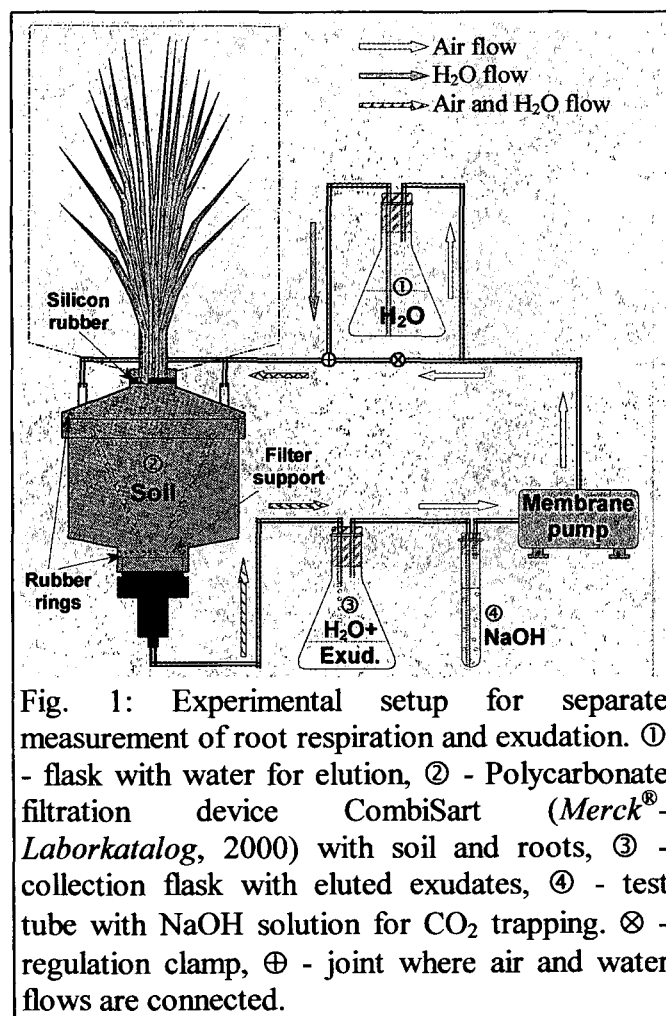
Aim

To elaborate a new method for the elution of root exudates from the rhizosphere and for the immediate estimation of root respiration in a non-sterile soil.

Materials and Methods

Lolium perenne plants grown on a loamy Haplic Luvisol for 64 days were pulse labeled in ¹⁴CO₂ atmosphere. After the ¹⁴C labeling, the Siphon system (Fig. 1) were used to separate root exudates from root respiration. The system is described in details in Kuzyakov & Siniakina (2001). The innovation of the method lies in the

function of a membrane pump to drive the movement of air and simultaneously the circulation of water according to the Siphon principle. ¹⁴C dynamics in rhizosphere CO₂ and of exudates, which were eluted, were monitored continuously.



Results and Discussion

¹⁴C activity was found in the ¹⁴CO₂ coming from the rhizosphere as well as in the water with eluted organic compounds. The maximum intensity of ¹⁴CO₂ efflux occurred roughly 12 hours after the labeling (Fig. 2). However, there are two maxima of the intensity of ¹⁴C in eluted root-derived organic compounds. The first one appeared 5 hours after labeling and the second between 20 and 24 hours. Noteworthy is that

* Institute of Soil Science and Land Evaluation (310) University of Hohenheim, D-70599 Stuttgart kuzyakov@uni-hohenheim.de

both maxima of ^{14}C activity in eluted exudates does correspond with the light phases (Fig. 2), that means during photosynthesis.

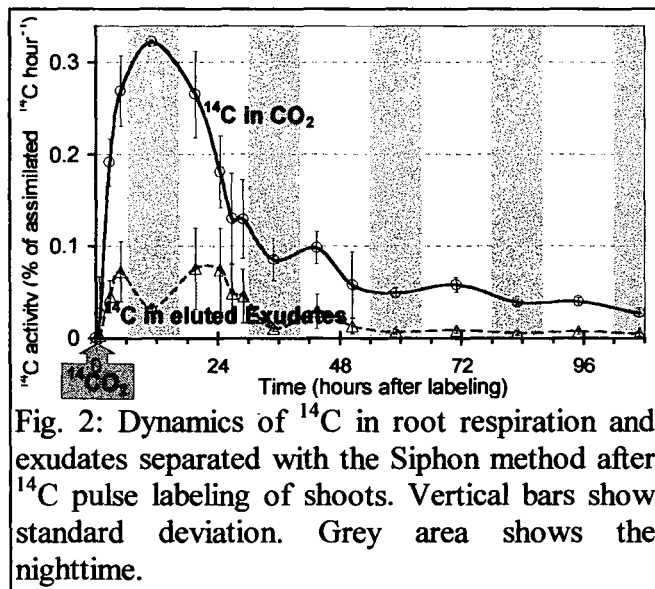


Fig. 2: Dynamics of ^{14}C in root respiration and exudates separated with the Siphon method after ^{14}C pulse labeling of shoots. Vertical bars show standard deviation. Grey area shows the nighttime.

The total ^{14}C activity found in $^{14}\text{CO}_2$ coming from the rhizosphere corresponds to 8.5% and the ^{14}C activity in eluted organics corresponds to 2.3% of total assimilated ^{14}C . However, the ratio of $^{14}\text{CO}_2 : ^{14}\text{C}$ in eluted root-derived organic compounds is about 6 to 9 in the nighttime and diminishes to about 2 to 3 during the assimilation time (Fig. 3). Thus, the exudation intensity is much higher during the daytime than nighttime (diurnal dynamics of exudation). Microbial utilization of exudates during the leakage has the effect of increasing the ^{14}C part in CO_2 , thereby decreasing it in exudates. Therefore, the method shows only the minimal amount of water-soluble exudates released from roots.

Outlook

The separation system presented can be easily used for other kinds or similar investigations of simultaneous measurements of gaseous and liquid phases of soil or soil – plant – systems. A

small change in the system is necessary for long-term elution or extraction of some substances or elements from the soil with a small volume of water or other solution (similar to the *Soxhlet* apparatus for repeated extraction) by simultaneous collection of soil gases. The outlet tube must be connected directly to the first flask to close the water circulation in the system.

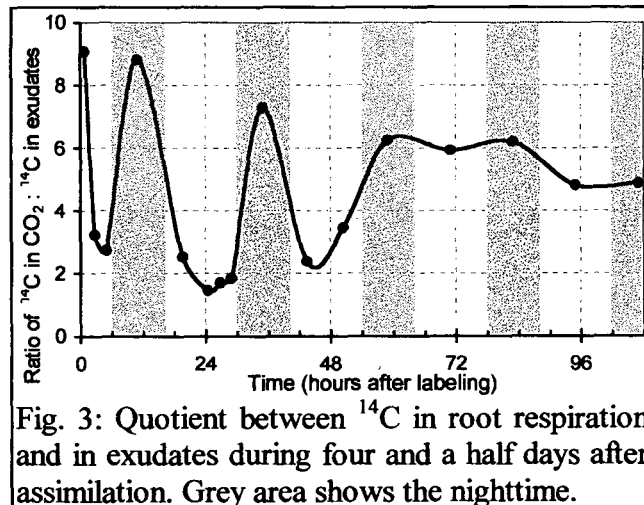


Fig. 3: Quotient between ^{14}C in root respiration and in exudates during four and a half days after assimilation. Grey area shows the nighttime.

References

- Merck®-Laborkatalog (2000): Verbrauchsmaterialien und Geräte. Merck Eurolab GmbH, Darmstadt, p. 516.18.
- Kuzyakov Y., Siniakina S.V. (2001): Siphon method of separating root-derived organic compounds from root respiration in non-sterilized soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164 (5), in press.

Einfluß der Textur auf Ausmaß und Dynamik von osmotischen Potentialgradienten zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre

Doris Vetterlein & Reinhold Jahn¹

1 Einleitung

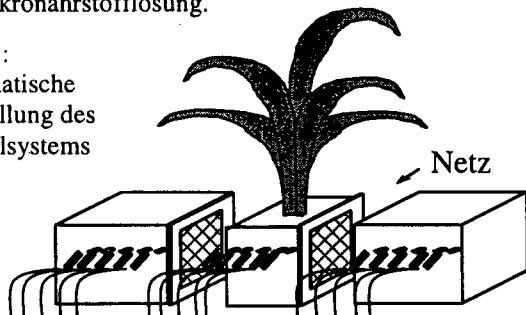
Massenfluß, angetrieben durch die Transpiration der Pflanzen, ist in Böden, neben der Diffusion, der wichtigste Transportmechanismus für Nährstoffe zur Wurzeloberfläche. Mit dem Massenfluß werden alle in der Bodenlösung befindlichen Stoffe transportiert, unabhängig vom Bedarf oder Aufnahmevermögen der Pflanze. In der Folge kann es zur Anreicherung einzelner Salze in der Rhizosphäre kommen was, sofern das spezifische Löslichkeitsprodukt nicht überschritten wird, zu einer Erniedrigung des osmotischen Potentials (negative Werte) in der Rhizosphäre führen muß. Eine solche Erniedrigung des osmotischen Potentials in der Rhizosphäre sollte, da das osmotische Potential neben dem Matrixpotential die Hauptkomponente des Bodenwasserpotentials darstellt, zu einer Hemmung der Wasseraufnahme der Pflanzen führen.

Zur Überprüfung dieser These war es notwendig Ausmaß und Dynamik von osmotischen Potentialgradienten zu manipulieren, bei möglichst geringer Veränderung des Pflanzenwachstums. Als geeigneter Parameter hierfür wurde die Textur ausgewählt, da sie sowohl den Wasser- als auch den Stofftransport in einem Substrat beeinflusst. Die Untersuchungen wurden in einem Modellsystem mit *Zea mays* unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt.

2 Material und Methoden

Das Modellsystem bestand aus einem Kompartimentgefäß (Abb. 1), in dem das Wurzelkompartiment vom Gesamtbodenkompartiment durch ein Nylonnetz mit 30 µm Maschenweite abgetrennt ist. Die Oberfläche des Nylonnetzes, das von den Wurzeln nicht durchdrungen werden kann, wird im folgenden als „Wurzeloberfläche“ betrachtet. Der Transport von Wasser und Nährstoffen ist durch das Netz nicht behindert. Als Versuchspflanze wurde *Zea mays* L., cv. Helix verwendet. Der Quarzsand/schluff erhielt eine Grunddüngung mit NH₄NO₃ (100 mgN/kg), CaHPO₄ (80 mgP/kg) K₂SO₄ (200 mgK/kg), MgSO₄ (100 mg Mg/kg) und CaSO₄ (100 mgCa/kg), sowie einer Mikronährstofflösung.

Abb. 1:
Schematische
Darstellung des
Modellsystems



Die Pflanzen wurden in einer randomisierten Blockanlage mit drei Wiederholungen bei 20°C, 60 % rel. Luftfeuchtigkeit, 12 h Tag/Nacht und einer Beleuchtung von 200 µmol m⁻² s⁻¹ über 40 Tage angezogen. Die Texturvarianten wurden durch Mischung von Quarzsand und Quarzschluff erzeugt. Die Verwendung von

Quarzsanden sollte es ermöglichen die bodenphysikalischen Eigenschaften zu variieren, ohne gleichzeitig die bodenchemischen Eigenschaften wesentlich zu verändern. Zudem erleichtert Quarz aufgrund seiner geringen Sorptionskapazität die Interpretation von Stofftransportprozessen.

Die Texturvariante T1 bestand zu 100 % aus Quarzsand und wurde mit einer Lagerungsdichte δ von 1,3 g cm⁻³ eingebaut. Die Texturvariante T2 bestand aus 80 Gew. % Quarzsand und 20 Gew. % Quarzschluff und wurde mit einer Lagerungsdichte δ von 1,45 g cm⁻³ eingebaut.

Während des gesamten Versuches wurden mit TDR-Sonden (Easy-Test Ltd, Polen), und Mikrotensiometern (Vetterlein et al. 1993) kontinuierlich, mit einer horizontalen räumlichen Auflösung von 30 mm, die Dielektrizitätskonstante ϵ , die Leitfähigkeit der Bodenmatrix σ und das Bodenmatrixpotential Ψ_m gemessen. Diskontinuierlich wurde alle 4-7 Tage mit Mikrosaugkerzen (Göttlein et al. 1996) die Bodenlösung mit einer horizontalen räumlichen Auflösung von 6 mm beprobt. Für die Beprobung wurde ein Unterdruck von 30 kPa über einen Zeitraum von 5-15 Minuten angelegt. Dies war ausreichend um 50 µl Bodenlösung pro Saugkerze zu erhalten. Der Vergleich von TDR-Messung und Bodenlösungsbeprobung zur Ermittlung des osmotischen Potentials in der Bodenlösung ist in Vetterlein & Jahn (2001) dargestellt und wird hier nicht vertieft. Bei der Ernte nach 40 Tagen wurde der Boden destruktiv mit zunehmendem Abstand vom Netz beprobt und die Gehalte an Ca, SO₄-S, Mg, K im 1:25 Wasserextrakt (2 h Schütteln) bestimmt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Variante T2 weist im Vergleich zu T1 ein geringeres Porenvolumen und einen höheren Residualwassergehalt auf; d.h. insgesamt eine geringere nutzbare Wasserkapazität (nicht dargestellt). Darüber hinaus weist T2 bei hohen Wassergehalten eine höhere ungesättigte hydraulische Leitfähigkeit auf als T1. Bei der Blattflächenentwicklung im Versuchsverlauf (nicht dargestellt) ergeben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten T1 und T2.

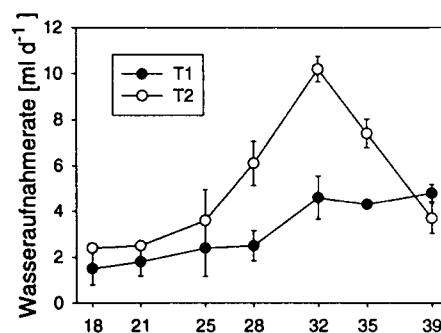


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Wasseraufnahmerate in Abhängigkeit von der Textur.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Weidenplan 14, D-06108 Halle, e-mail: vetterlein@landw.uni-halle.de

Dem entsprechend kann die deutlich höhere Wasseraufnahmerate in T2 im Vergleich zu T1 bis zum Tag 32 nicht auf das Pflanzenwachstum zurückgeführt werden (Abb. 2).

Die höhere Transpiration führt, wie postuliert, zu einer stärkeren Anreicherung von Nährstoffen in der Rhizosphäre bei T2 im Vergleich zu T1. Dies zeigt sich sowohl bei der destruktiven Beprobung des Bodens zu Versuchsende (Abb. 3), als auch bei der Betrachtung des osmotischen Potentials während des Versuchsverlaufs (Abb. 4). Der Gradient des osmotischen Potentials zwischen Gesamtboden und Rhizosphäre nimmt während des Versuchsverlaufes kontinuierlich zu und er ist in T2 stets größer als in T1. Die großen Unterschiede im osmotischen Potential unmittelbar rechts und links vom Nylonnetz („Wurzeloberfläche“) zeigen, daß es mit der gewählten Probenahmetechnik möglich ist solche Gradienten zu erfassen, obgleich theoretisch eine Überlappung der Einzugsbereiche benachbarter Saugkerzen bei der gegebenen Bodenfeuchte nicht ausgeschlossen werden kann.

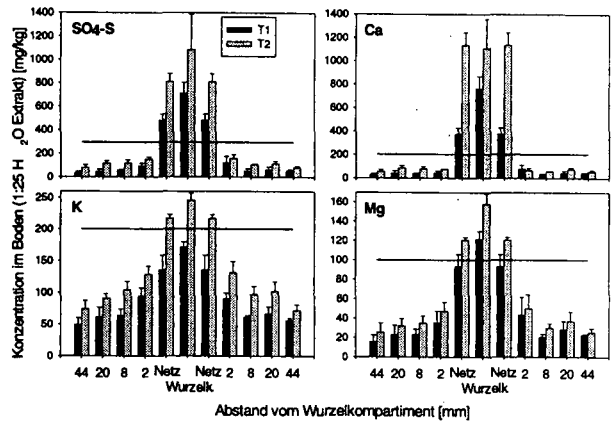


Abb. 3: Der Einfluß der Textur auf die Nährstoffkonzentrationen im Boden in unterschiedlicher Entfernung vom Wurzelkompartiment 40 Tage n. Pflanzung. Die durchgezogenen Linien repräsentieren Ausgangskonzentrationen des jeweiligen Nährstoffs.

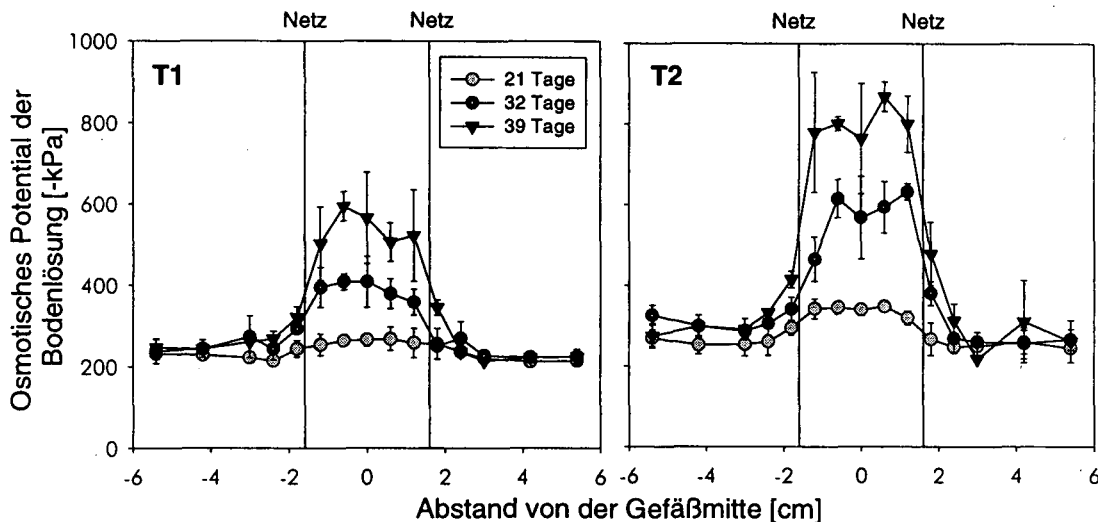


Abb. 4: Einfluß der Textur auf die zeitliche Veränderung des Gradienten des osmotischen Potentials zwischen Wurzelkompartiment und Gesamtboden.

Die Unterschiede im osmotischen Potential zwischen Gesamtboden- und Wurzelkompartiment bei den beiden Varianten T1 und T2 sind nicht auf Unterschiede im Bodenwassergehalt zurückzuführen (nicht dargestellt), sondern auf eine tatsächliche Verlagerung von osmotisch wirksamen Substanzen. Während sich im Rhizosphärenboden vor allem Ca und SO₄, vermutlich in Form von Gips angereichert haben (Abb. 3), sind diese Ionen aufgrund der geringen Löslichkeit von Gips (2,41 g/l entsprechen maximal 70 kPa) in der Bodenlösung von untergeordneter Bedeutung. Eine Analyse der Bodenlösung steht noch aus.

Während die alleinige Variation der Textur, wie erwartet zu deutlichen Unterschieden bei der Ausprägung osmotischer Potentialgradienten führte, blieb die negative Rückkopplung eines erniedrigten Bodenwasserpentials auf die Wasseraufnahme aus.

4 Danksagung

Die Arbeit wurde mit finanzieller Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft durchgeführt. Für die

präzise Fertigung der Kompartimentgefäße bedanken wir uns bei der Werkstatt der Fakultät Chemie/Pharmazie an der MLU unter Leitung von Herrn Reese. Bei der Erstellung der Mikroaugkerzenanlage wurden wir dankenswerterweise von den technischen Mitarbeitern des BITÖK in Bayreuth beraten.

5 Literatur

Göttlein A, Hell U and Blasek R 1996 A system for microscale tensiometry and lysimetry. *Geoderma* 69 147-156.
 Vetterlein D, Marschner H and Horn R 1993 Microtensiometer technique for in situ measurement of soil matric potential and root water extraction from a sandy soil. *Plant and Soil* 149, 263-273.
 Vetterlein D and Jahn R 2001 Comparison of two methods for the determination of plant-induced gradients in soil osmotic potential – TDR-technique versus micro suction cups. In: W J Horst et al. (Eds) *Plant nutrition - Food security and sustainability of agro-ecosystems*. 386-387. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.

Die Systematik der Böden der DBG und Probleme der Anwendung ihrer Nomenklatur auf die Charakterisierung weit verbreiteter Böden

C. Ahl und B. Meyer

Schlüsselwörter: Parabraunerden - Tonmobilität - Tonbänderung

Wie in den biologischen Systematiken und ihren Nomenklaturen muß auch die genetisch bezogene Systematik der Böden so angelegt sein, daß sie gestattet, neue Erkenntnisse einzubauen. Die Notwendigkeit dafür und die damit verbundenen Probleme sollen hier am Beispiel von Böden bzw. Horizonten mit Ton-Disproportionierung aufgezeigt werden, die durch ihre Tonbänderung bzw. besser: Ton-Lamellierung gekennzeichnet sind.

Befund

In Sedimentkörpern aus Sand und Schluff mit Beimengungen von Ton, der - auf den größeren Körnern haftend - mit abgelagert worden ist, kommt es im Ablauf der Bodenbildungsprozesse meist schon frühzeitig als Folge einer ständigen Perkolation von Sickerwasser zu einer Segregation des Tons und - nach einem kurzstreckigen Transport von Millimetern bis zu Dezimetern - zur Wiederabscheidung in Bändern, besser Lamellen. Dabei findet mit Blick auf das betreffende Sediment-Paket weder eine Vermehrung noch eine Verarmung der in ihr enthaltenen Tonmenge statt, sondern nur eine vertikale Gehaltsdifferenzierung, Umverteilung oder Disproportionierung. Innerhalb der Matrix bilden sich in vertikaler Folge Lamellen mit Verarmung an Ton und solche mit Anreicherung heraus. Erstere sind durch Dominanz des Graus der Sand- und Schluffminerale heller, letztere wegen der Eisenoxid-Umhüllung der Tonteilchen brauner.

Die Differenz der Tongehalte zwischen diesen Lamellen kann je nach Tongehalt des Sedimentes, aber auch je nach dem zeitlichen Fortschritt des Prozesses sehr unterschiedlich sein. Bei entkalktem Löss sind deutliche feine lamellige Strukturen schon bei Unterschieden im Tongehalt sichtbar, der in den Interlamellen bei 7.5 % TrM, in den Tonlamellen bei 13 % liegt.

Voraussetzung für die Segregation und kurzstreckige Umverteilung des Tons ist die erfolgte Abfuhr oder das primäre Fehlen von Erdalkali-Carbonaten und das Unterschreiten des sog. Flockungs-Schwellenwertes der Kationen in den Bodenlösung (Kationen/Protonen-Grenzquotient) bei einer für die Dispergierung ausreichenden Perkulationsrate. So weisen Tonbändern in Dünen des Sahels auf pleistozäne Feuchtphasen mit Sickerwasser-Lieferung und Tonbänder in den ariden Küstendünen Chiles auf Sickerwasserbildung aus Kondenswasser hin.

Bislang wird von Seiten der Bodenentwicklungs-Forschung das Ton-Bänderungs-Phänomen der B-Horizonte noch immer in Zusammenhang mit einer Ton-Einwaschung von oben her gesehen. Das ist bei oberflächennahen lamellierten B-Horizonten durchaus be-

rechtigt. Doch entwickeln sich lamellierte B-Horizonte auch weit unterhalb des Bereiches einer Ton-Einwaschung und sogar in Bereichen, in denen nicht einmal eine Verbraunung mit und ohne Tonbildung als vorausgehender oder begleitender Prozeß nachweisbar ist. In der modellmäßigen Abfolge bodengenetischer Teilprozesse steht dieser recht schnell ablaufende Prozeß mit am Anfang. Acht Meter mächtige mittelalterliche Tilkenfüllungen aus erodiertem lößbürtigen Bodenmaterial im unteren Eichsfeld, die durchgehend tongebändert und durch C¹⁴-Analyse ihrer Holzkohle datiert sind, weisen auf die Schnelligkeit hin.

Die Entstehung von vertikalen Folgen aus Ton-Verarmungs- und Anreicherungs-lamellen wird heute nach GERNANDT (2001) damit erklärt, daß in Sedimenten der genannten Art das Sickerwasser sehr häufig, nicht den frontalen Verdrängungskonzepten folgend, unter Kas-kaden-Bildung abläuft. Dabei bilden sich Lamellen mit Wassersättigung und teilweise lateralem Fluß aus, die von Kapillarmeniskens über darunter folgenden Luftlamellen getragen werden. Die beim Abfluß eintretende Verdickung der Wasserlamellen führt zu röhrenförmigen Durchbrüchen durch die Luftlamellen. Der dabei mitgerissene Ton akkumuliert sich in der darunterfolgenden Wasserlamelle, häufig in Form regelungsdoppelbrechender Menisken-Abscheidungen im oberen Saumbereich der Wasserbänder.

Allgemeine Regeln der Lamellendicke und der Abfolgedichte von der Beschaffenheit des Sediment-Körpers sind nur beschränkt aufstellbar. Tonarme Sand-Sedimente haben meist höchstens bleistiftstarke Anreicherungs-bänder von über 10 cm. Tonreiche Lößpakete können so dichte Folgen von 1 bis 2 mm starken Ton-Anreicherungs- und Ton-Verarmungslamellen entwickeln, daß diese Tiefen-Abschnitte wie horizontal gemasertes Holz aussehen, in dem nur noch die dünnen grauen Ton-Verarmungslinsen mit ihrer horizontalen Ausrichtung den Bänderungsprozess anzeigen. - Einen wesentlich stärkeren Einfluß auf die Form der Lamellierung übt die präpedogene Strukturierung der Sedimente aus. Tragende Wasser-Meniskenfronten und damit auch Tonlamellen entstehen an strukturellen Grenzen mit m.o.w. eingeregelteten Sand- oder Schluff-Körnern. Solche Grenzen sind im frischen Sediment meist nicht oder nur undeutlich zu erkennen. Sie werden erst im Zuge der pedogenen perkolativen lamellären Ton-Unverteilung deutlich, d.h. farblich "entwickelt". Dies ist früher meist nicht klar erkannt worden, weil Tonbänderung immer in Zusammenhang mit Ton-Einwaschung gesehen wurde und diese Ton-disproportionierung häufig weit unterhalb der Infiltrationszone erfolgt ist. So sind heute die von LIEBEROTH in Lössen beschriebenen Lamellenflecken-zonen als wärmzeitliche periglaziale Strukturphänomene zu deuten, die

erst durch die holozäne lamelläre Ton-Umverteilung entwickelt, d.h. sichtbar geworden sind und nicht das Ergebnis einer bereits periglazialen oder interstadialen Tonbänderung darstellen.

Die Betrachtung der lamellären Ton-Umverteilung (-Disproportionierung) als eines von Voraussetzungen (Vorlauf-Prozessen) abhängigen, aber sonst selbständigen Prozesses der Bodenbildung, erscheint daher nicht nur allein aus pedogenetischer Betrachtung, sondern gerade auch aus dem Aspekt deutender Hilfestellung für benachbarte geökologisch-ökologische Wissenschaften geboten.

Nomenklatorische Behandlung

Wie behandelt man nun nomenklatorisch das dargestellte bodengenetische Phänomen der vertikalen Ton-Umverteilung - d.h. der Ton-Sand/Schluff-Disproportionierung ohne Infiltration von Ton aus darüberliegenden Horizonten?

Zweifelloso handelt es sich um ein Phänomen, das nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (BKA 4/94) und der Systematik der Böden der BRD der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (SDBG 1998) für B-Horizonte typisch ist. Abwesenheit (primär oder sekundär) von Erdalkalicarbonat, ein gewisser Anteil von Protonen an den Boden-Austauschern und ein Unterschreiten des kationischen Flockungsschwellenwerts sind die Voraussetzungen.

Die Ergänzung des Hauptsymbols durch das nachgestellte Zusatzsymbol t ist hier nicht möglich. Sowohl nach BKA 4 S. 94/95 wie nach SDBG S. 16/17 ist die nachgestellte Verwendung von t an die Einwaschung von Ton aus darüberliegenden Horizonten gebunden und mit konkreten Maßzahlen belegt. Für eine Verwendbarmachung von t für unseren Fall wäre es erforderlich, daß in beiden Nomenklaturen die Definition von t erweitert würde. Dazu müßte z.B. für t festgelegt werden "durch Einwaschung mit Ton angereichert und/oder durch Ton-Umverteilung innerhalb des Horizontes gekennzeichnet". Die für die Definition von Einwaschung gesetzten Kriterien könnten dann bestehen bleiben. Für den Prozeß der Ton-Umverteilung müßte aber zusätzlich die bänder- oder besser lamellenförmige Anordnung aufgeführt werden. Diese ist mikroskopisch nur mit beträchtlichem Aufwand, makrovisuell aber leicht zu erfassen.

Eine solche Änderung der Nomenklatur würde jedoch eine Folge weiterer Änderungen nach sich ziehen, so besonders der zur Definition ganzer Böden vorgegebenen Horizont-Kombinationen.

Sehr viel einfacher erscheint es daher, das nachgestellte Zusatzsymbol b neu zu definieren, indem es verabsolutiert wird. Die BKA 4 sagt zwar ganz neutral b=gebändert, kombinierbar mit B, macht dann aber wie die SDBG die Einschränkung, daß im Falle der Tonlamellierung b nur in Verbindung mit t, also Toneinwaschung mit B kombiniert werden dürfe. Zu fordern ist, daß es in Analogie zu den Horizonten Bv, Bh, Bs und Bt auch den Horizont Bb geben soll. Die Definition wäre dann "Bb" B-Horizont, durch perkulationsbedingte vertikale Umverteilung des Tons gebändert (lamelliert), Bänder (Lamellen) 0,1 - 5 cm

stark, Bänder-Zwischenräume 0,1 bis 15 cm stark.

Dies hat den Vorteil, daß, was dringend erforderlich ist, Zwangskombinationen mit anderen nachgestellten Zusatzsymbolen, wie z.B. t und v aufgelöst und sachgerechter neu zusammengefügt werden können. Beispiele für Übergangshorizonte Bbt bei gleichzeitiger Verbraunung und Verlehmung sind selbstredend die bekannten Kombinationen wie Bbms, Bbs und Bbh. Als Verzahnungshorizonte sind beispielhaft zu nennen: Bv+Bb(v): Bv-Horizont mit Zungen von Bb; Bb(v)+Bt: Bb(v)-Horizont mit Zungen von Ton-Infiltrationsbahnen.

Die Verselbständigung des Zusatz-Symbols b, besonders seiner Entkoppelung von t und v (BKA 4 S. 93 und 95) erscheint deshalb unerlässlich, weil - wie schon ausgeführt - die bänder- oder lamellenförmige Disproportionierung des Tons unabhängig davon sein können, ob die betreffenden Horizonte der Verbraunung und Tonbildung unterliegen oder unterlegen haben und ob Toninfiltration von oben stattfindet.

Bs- und Bh-Horizonte würden demgemäß, selbst dann, wenn die Anreicherung von Sesquioxiden bzw. Humusbänder- oder lamellenförmig stattfindet, nicht den Bb-Horizonten untergeordnet, sondern als Bsb- oder Bbh-Horizonte zu benennen sein - es sei denn, daß die Sesquioxid- oder Humus-Ablagerungen sekundär auf Tonlamellen stattfinden.

Vorteile einer solchen Nomenklatur-Erweiterung

1.) Die aus geökologischen Gesichtspunkten heraus notwendig gewordene Ansprache von Bodenhorizonten bis hinunter zum häufig tief liegenden Grundwasserspiegel in kalkfreien losen Sediment-Folgen mit pedogenetischen Ton-Lamellen, die nicht durch eine Einwaschung von Ton von obenher gespeist worden sind, würde zwanglos möglich. Löß-Parabraunerden des mitteldeutschen Raumes, bei denen die Entkalkungsgrenze z.B. auf Tiefen von 150 - 400 cm abgesunken ist, wobei mehrere Sediment- und Bodenkomplexe der würmzeitlichen Lößfolge durchteuft worden sind, haben zumeist (im Widerspruch zur BKA 4, S. 191/192) den Profilaufbau

Ah - Al - Bt - Btb - Bb - (Bv) - C.

Der Bb zeichnet häufig über mehrere Meter hinweg mit seinen durch perkulative Disproportionierung (nicht Einwaschung) des Tons erzeugten Formen der Ton-Lamellierung die stratigraphischen Sediment-Strukturen nach. Die bodengenetischen Interpretationen archäologischer Grabungsprofile ist es häufig hilfreich, zwischen dem schnell ablaufenden Prozeß der Bb-Horizont-Ausbildung und der langsamen Herausbildung eines Bt-Horizontes unterscheiden zu können.

Literatur:

- Bodenkundliche Kartieranleitung, 4. Aufl., Hannover 1994
Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. - Mittlgn. der DBG, Bd. 86, 1998
Gernandt, P.: Wasserfluß und Stofftransport in Sanden - Modellversuche an Glaslysimetern. - Tag. der DBG, 2001, Wien.

Untersuchungen zur Entwicklung kalkfreier, initialer Rohmarschen auf Spiekeroog

V. Ahrens, O. Duntze, B. Fuchs & L. Gianì

Einleitung

Die Genese der Marschen ist nach wie vor umstritten. Nach Müller (1954) sind gegenwärtig kalkfreie Böden bereits kalkfrei sedimentiert, während Brümmer (1968) und Gianì (1983) von einer prozeßorientierten Merkmalsausprägung ausgehen und rezente kalkfreie Böden demzufolge erst im Laufe ihrer Pedogenese entkalkten. Neuere Untersuchungen v.a. zur Genese von "Acid Sulfate Soils" (z.B. van Breemen, 1976; Langenhoff, 1986; Gianì & Gianì, 1990) haben jedoch gezeigt, daß bereits initial intensive Entkalkungsprozesse stattfinden, bis hin zur totalen Entkalkung. Auch für die Genese typischer Marschböden ist es denkbar, daß durch eine lang andauernde geo-pedogene Phase mit charakteristischem Schwefelmetabolismus und geringen Sedimentationsraten die terrestrische Phase bereits kalkfrei eingeleitet wird. Für diese theoretische Entwicklung gab es bislang keine rezente Beispielböden an der südlichen Nordseeküste. Durch neueste Geländebefunde auf Spiekeroog, die kalkfreie initiale Rohmarschen nachwies, obwohl davon auszugehen ist, daß sie

Material und Methoden

Die Untersuchung findet an verschieden weit entwickelten Rohmarschen der Insel Spiekeroog statt. Seit dem Frühjahr 1999 werden monatlich zehn Standorte hinsichtlich ihrer Sedimentationsverhältnisse untersucht (Abb. 4). An drei dieser Standorte wird ebenfalls monatlich eine Untersuchung vor allem der Redoxpotentiale (Abb. 2) und der Schwefeldynamik (Abb. 3) durchgeführt. Im Sommer fand eine Kartierung der kalkfreien Böden statt (Abb. 1), um die Verbreitung sowie eventuelle Korrelationen zu anderen Geländeigenschaften festzustellen. Gleichzeitig erfolgte die Beprobung eines kalkfreien und kalkhaltigen Bodens in cm-Abschnitten zur Rekonstruktion ehemaliger Sedimentationsraten an Hand von Pb- und Cs-137-Tiefenprofilen (Abb. 5).

Analytik

Eh – elektrometrische Messung mit Pt-Ag/AgCl-Elektrode
 Sulfid – HCl-Aufschluß, photometrische S²⁻-Messung (Bloem *et al.*, 1995)
 Sulfat – MgCl₂-Schüttlung, turbidimetrische Messung (Bloem *et al.*, 1995)
 Blei – HNO₃-Aufschluß, Graphitrohr-Messung am Varian SpetAA 300
 Caesium-137 – γ -spektrometrische Messung (Gianì *et al.*, 1986)

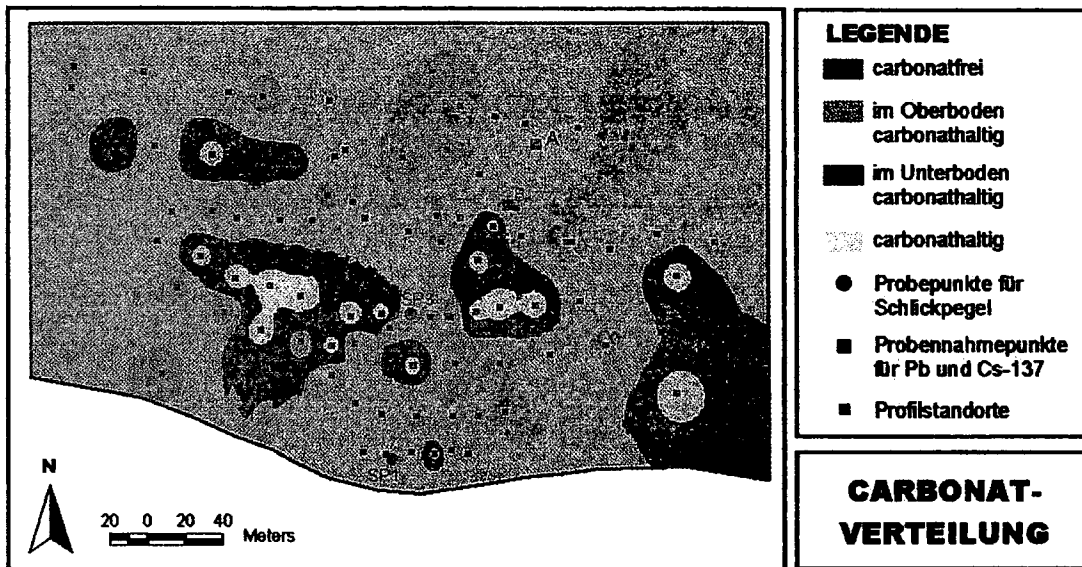


Abb. 1: Kartierung des Probegebietes nach Vorhandensein von Carbonat mit Angabe von Standorten, die weitergehend untersucht wurden (A, B, SP1, SP3)

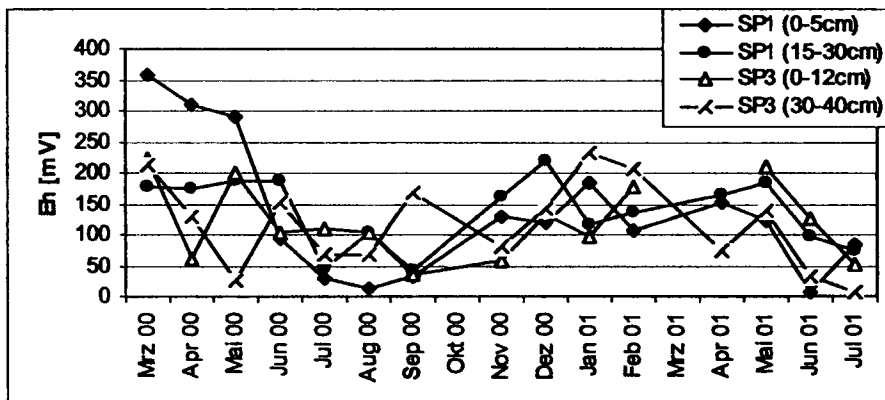


Abb. 2: Redoxpotentiale in oberen (oxidierende Verhältnisse, Go/Gr) und unteren (reduzierende Verhältnisse, Gr) Horizonten einer Rohmarsch an Standorten der Südküste Spiekeroogs im Jahresverlauf

kalkhaltig sedimentierten, besteht nunmehr die Möglichkeit der Überprüfung dieser Hypothese. Erste Ergebnisse werden hier präsentiert.

Ergebnisse

Abb. 1 zeigt deutlich das Vorhandensein kalkfreier Rohmarschen auf Spiekeroog. Ihre Verbreitung ist punktuell bzw. kleinflächig, umgeben von größeren Flächen mit teilweise entkalkten Bodenabschnitten und wenigen kleinen Bereichen, deren Böden über das gesamte Profil Kalk aufweisen. Dieses Kalkverteilungsmuster korreliert nicht mit anderen Geländeigenschaften, wie z.B. mit der Bodenart, der Vegetation oder dem Entwicklungsstand der Böden.

Die durch den Wechsel von Reduktions- und Oxidationsprozessen charakterisierte Schwefeldynamik spiegelt sich u.a. in den Redoxpotentialen wider, die eine saisonale Rhythmik aufweisen und z.T. innerhalb kurzer Zeit stark sinken oder ansteigen können (Abb. 2). Bei grundsätzlich ausreichendem Sulfatangebot (Daten nicht gezeigt) für die dissimilatorische Sulfatreduktion verändern sich die Sulfidgehalte deutlich im Verlauf der Untersuchung mit häufig höheren Gehalten im Sommer und Herbst (Abb. 3). Eine Oxidation von beispielsweise 10 mg Sulfid g⁻¹ TB bewirkt eine Auflösung von 3 mg Carbonat g⁻¹ TB. Die Sedimentationspegel zeigen, daß während der bisherigen Untersuchung weder nennenswerte Sedimentationen noch Erosionen stattgefunden haben (Abb. 4). Die Mächtigkeit der feinkörnigen Marschensedimente, gekennzeichnet durch die Pb-Tiefenprofile, beträgt ca. 30 cm (Abb. 5). Die Blei- und Cs-137-Tiefenprofile geben keinen Hinweis auf eine Sedimentation seit 1986.

Zusammenfassung und Schlußfolgerung

Die Intensität der Schwefelmetabolik ist im Vergleich zu Sonderstandorten mit intensiver Sulfatreduktion bei gleichzeitiger totaler Sulfat-Entleerung und Sulfid-Gehalten von 15 mg g⁻¹ TB (Giani & Giani, 1990) moderat. Gleichzeitig ist die Sedimentationsrate im Vergleich zu anderen Rohmarschen der Festlandsküste, für die durchschnittliche Werte von ca. 100 cm in 100 Jahren gelten (Giani *et al.*, 1994), als gering anzusehen. Damit bestätigen die bisherigen Untersuchungen die eingangs formulierte These. In den Böden Spiekeroogs überwiegt eine moderate Schwefelmetabolik, die zu leichten aber kontinuierlichen Kalkverlusten führt, gegenüber der Sedimentationsdynamik und damit dem Neueintrag von Carbonaten. Die so bereits in der Initialphase entkalkten Rohmarschen gehen damit gleich als Kleimarschen in die terrestrische Phase über. Grundsätzlich gilt für die Genese von Marschböden, daß die Gegenspieler Schwefelmetabolismus und Sedimentationsdynamik darüber

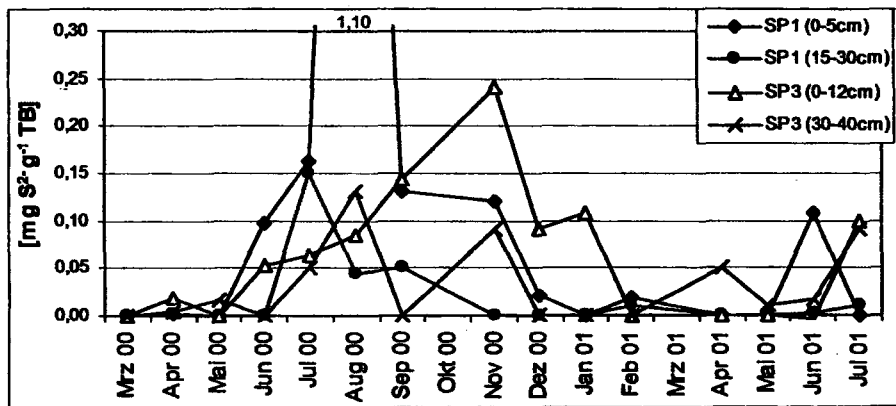


Abb. 3: Sulfidgehalte in drei Tiefenbereichen zweier Standorte einer Rohmarsch an der Südküste Spiekeroogs im Jahresverlauf

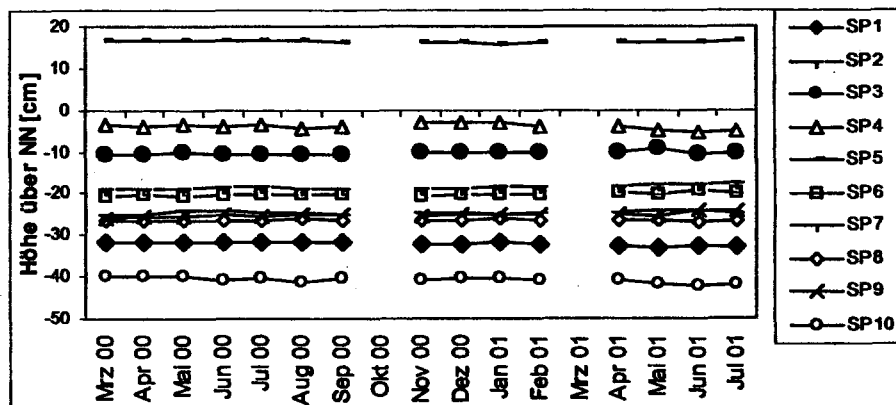


Abb. 4: Schlickpegelhöhen an 10 Standorten einer Rohmarsch an der Südküste Spiekeroogs

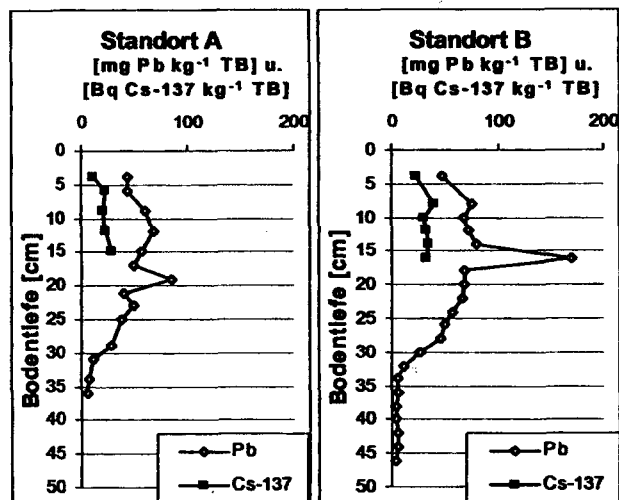


Abb. 5: Blei- und Caesium-137-Verteilung im Tiefenprofil eines kalkhaltigen Standorts (A, s. Abb. 1) und eines kalkfreien Standorts (B, s. Abb.1) auf Spiekeroog

bestimmen, ob eine Rohmarsch kalkhaltig und damit als Kalkmarsch oder kalkfrei und so als Kleimarsch in die terrestrische Phase übergeht. Beides ist möglich.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei der DFG für die finanzielle Unterstützung dieses Forschungsvorhabens.

Literatur

Breemen, N. van (1976). Pudoc, Wageningen.
 Bloem, E. *et al.* (1995). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 158, 251-256.
 Brümmer, G. (1986). Diss., Universität Kiel.
 Giani, L. (1983). Diss., Universität Oldenburg.
 Giani, L. & D. Giani (1990). Geoderma 47, 151-157.
 Giani, L. *et al.* (1994). Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 157, 259-264.
 Giani, L. *et al.* (1986). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 150, 103-107.
 Langenhoff, R. (1986). STIBOKA, Wageningen, 1-137.
 Müller, W. (1954). Diss., Universität Gießen.

Zur Klassifikation von Böden in Auen

Altermann, M.¹⁾, Wiechmann, H.²⁾, Rinklebe, J.³⁾, Rosche, O.¹⁾, Eisenmann, V.²⁾

1 Einführung

In den letzten Jahren sind die Elbauenböden, nicht zuletzt aufgrund ihres stofflichen Belastungszustandes (z.B. Schadstoffsenke), durch vorgesehene Retentionsflächenerweiterungen (Deichrückverlegungen) und damit im Zusammenhang stehenden ökologischen Fragestellungen erneut in den Blickpunkt des Interesses gerückt (Geller et al., 1998; Friese et al., 2000). Im Rahmen des BMBF-Förderprogramms „Elbe 2000“ fanden von den Autoren umfangreiche Untersuchungen im Gebiet der mittleren Elbe Sachsen-Anhalts (Sandau-Havelberg; Rogätz; Wörlitz; Steckby) mit dem Ziel statt, wissenschaftliche Grundlagen für geplante Renaturierungen bereitzustellen.

Die Klassifikation von Auenböden ist, wie Schröder (1979), Benzler (1981), Schirmer (1991), Gröngröft und Schwartz (1999), Wiechmann (1999), Rinklebe et al. (2000) zeigen, in ständiger Diskussion. Bei den bodenkundlichen Arbeiten verschiedener Fachkollegen und der Autoren im Gebiet der mittleren Elbe erwies sich die Ansprache der Auenböden nach der deutschen Bodensystematik, speziell nach der bodengenetschen Systematik (AK f.BodSys d. DBG), als zum Teil problematisch, Unschärfen und Defizite wurden deutlich.

2 Stellung der Auenböden in der Bodensystematik

Die Auenböden sind in der deutschen Bodensystematik als Klasse innerhalb der Abteilung der semiterrestrischen Böden ausgewiesen. Sie sind als Böden aus holozänen fluvialen Sedimenten in Fluß-/Bachtälern mit z.T. periodischer Überflutung, in der Regel durch stark schwankendes Grundwasser (mit dem Flußwasserspiegel in Verbindung stehend) und mit der Obergrenze des aG unterhalb 8 dm definiert. Bei Übergängen zum Gley liegt der aG im Bereich 4-8 dm. Nach der Bodensystematik haben die Auenböden eine morphologische und standörtliche Bindung an die Aue. Jedoch können gemäß Definition nicht alle untersuchten „typischen“ Böden der Elbaue der Klasse der Auenböden zugeordnet werden.

Gegenwärtig verteilen sich die Böden der Auen auf verschiedene Bodenklassen, sogar auf 2 Abteilungen:

Abteilung semiterrestrische Böden:

Klasse Auenböden:

Typen: **Rambla, Paternia, Kalkpaternia, Tschernitza, Vega**

Klasse Gleye:

Subtypen: **Auengley, Vega-Gley**
(weitere Gleye in Auen vorkommend)

Abteilung terrestrische Böden:

Klasse Pelosole:

Varietät:
Auenpelosol

Klasse Braunerden:

Varietät:
Auenbraunerde

Klasse Lessives:

Varietät:

Auenparabraunerde

Klasse Podsole:

Varietät:

Auenpodsol

Klasse Stauwasserböden:

Varietät:

Auenpseudogley

Die Typen der Klasse der Auenböden und die genannten Varietäten der terrestrischen Böden sind durch Auen-(grundwasser)dynamik gekennzeichnet, die der Klasse der Gleye durch Gleydynamik. Die Gley-Vegas und Vega-Gleye (letztere in der Elbaue im Raum Sandau-Havelberg weit verbreitet) sind aber häufig kleinflächig vergesellschaftet, obwohl die Grundwasserdynamik nicht kleinflächig wechselt. Somit ist die systematische Einordnung beider genannter Subtypen in unterschiedliche Bodenklassen nicht begründbar. **Die gegenwärtig unterschiedliche bodensystematische Stellung der Böden in Auen kann am besten mit der Bodenformenansprache und durch die ersatzlose Streichung der Klasse der Auenböden (siehe 5) überwunden werden.**

Folgende Böden treten in der Aue auf, sind jedoch in der derzeit gültigen Bodensystematik weder in der Klasse der Auenböden noch in anderen Bodenklassen ausgewiesen:

Paternia-Gley: Bei der Gley-Paternia liegt definitionsgemäß die Obergrenze des aGo im Bereich von 4-8dm unter Flur. Es kommen aber auch Paternien mit einem aGo-Horizont höher als 4 dm unter Flur vor, die dann als Paternia-Gleye anzusprechen sind.

Gley-Tschernitza, Tschernitza-Gley: Innerhalb des Bodentyps Tschernitza ist ausschließlich die (Norm-) Tschernitza definiert. Die Vergleyung kann gegenwärtig nur auf dem Niveau der Bodenvarietät (aGo - Horizont in einer Tiefe von 8-13dm unter Flur) ausgedrückt werden. Bei höher reichendem Go sind genannte Subtypen erforderlich. (Rinklebe et al., 2000).

Gley-Rambla: Die Rambla wird nur als Norm-Rambla in der Bodensystematik geführt, mit einem tiefer als 8 dm liegenden aG-Horizont. Bereits durch Gröngröft & Schwartz (1999) wurde gefordert, die Gley-Rambla als Subtyp aufzunehmen.

Die Definition des **Auengley** (Subtyp der Gleye) führt zwangsläufig zu Unsicherheiten in der Bodenansprache. Für den Auengley wird ein aGo-Horizont oberhalb 4 dm und ein aGr-Horizont nicht unterhalb 8 dm unter Flur gefordert. Meistens beginnt aber der aGr in Flußlandschaften tiefer (z.T. unterhalb 2 m oder nicht ausgebildet). Konsequenterweise müssten diese Böden als Oxigleye oder – einem Vorschlag von Gröngröft & Miehlich (1998) folgend - als **Wechselgleye aus Auensubstrat** angesprochen werden. Andererseits könnte die geforderte aGr-Tiefengrenze beim Auengley aufgehoben werden (Rinklebe et al., 2000).

Die Unterscheidung von Rostflecken durch Grundwasser- oder Staunässeinfluß ist bei bindigen Substraten nicht sicher möglich, da Interferenzen beider Vernässungen in der Aue nebeneinander auftreten. Hier folgen wir dem Vorschlag von Gröngröft & Schwartz (1999), die die Einführung des Bodentyps **Amphigley** zur Zusammenfassung

¹⁾ Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz; Hauptstr. 19, 06132 Halle; ²⁾ Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg; Allende-Platz 2, 20146 Hamburg; ³⁾ UFZ - Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Sektion Bodenforschung; Theodor-Lieser-Str. 4, 06120 Halle

der Gley-Pseudogleye und Pseudogley-Gleye (Amphigley bereits in der DDR-Bodenklassifikation enthalten) anregen. Diese Problematik ist nicht nur auf die Auenstandorte beschränkt.

3 Bodenhorizonte

Die geforderten Humusgehalte für den M-Horizont sind bei Feldaufnahmen aufgrund der Eigenfärbung der Auen-sedimente nicht eindeutig feststellbar. Der M-Horizont von Auenböden ist als Ausgangsmaterial der Bodenbildung eigentlich C-Horizont, unabhängig von der „Herkunft“ (Genese) des Materials. Der M-Horizont in Böden der Auen kann entfallen und durch den C-Horizont ersetzt werden. Bei deutlich erkennbaren organischen Anteilen (Humus) >1% kann das Horizontsymbol oC ausgewiesen werden.

Das vorangestellte Zusatz-Horizontsymbol a ist bisher nur kombinierbar mit den Haupthorizonten A, C, G und M. Die Horizontsymbole aSw und aSd sind nicht vorgesehen, aber erforderlich für in den Auen vorkommende Pseudogleye. Kontrastierend muß in diesem Zusammenhang aber eindeutig darauf verwiesen werden, dass mit der Substratansprache für die Ausweisung von Bodenformen generell auf das „geogene“ Horizontsymbol a verzichtet werden sollte, damit Doppelungen in der Bodenansprache unterbleiben (s. 5). Auf diesen Sachverhalt, der für alle geogenen Zusatzsymbole über die Systematik von Böden in Auen hinaus gilt, haben bereits Altermann & Kühn (1999) hingewiesen.

4 Substratkennzeichnung

Im Unterboden/Untergrund der Böden in den Auen sind die Schichten oft durch Bänderung bzw. engräumige Wechsellagerung verschiedener Körnungen gekennzeichnet. So kommen im sandigen Substrat Lehm-/Schluff- oder Tonbänder bzw. die Wechsellagerung von Sand, Lehm, Schluff oder Ton vor, andererseits in bindigen Substraten Sandbänder. Für diese Bänderungen/Wechsellagerungen gibt es gegenwärtig noch keine geregelte Substratkennzeichnung, so dass folgende Substrattypen eingeführt werden sollten:

Sandsubstrat: es dominiert Sand, Bänderanteil >10% und <50% aus Lehm, Schluff oder Ton:

Sand-Bänderlehm, Sand-Bänderschluff,

Sand-Bänderton

Lehmsubstrat: es dominiert Lehm, Bänderanteil >10% und <50% aus Sand oder Ton:

Lehm-Bändersand, Lehm-Bänderton

Schluffsubstrat: es dominiert Schluff, Bänderanteil >10% und <50% aus Sand oder Ton:

Schluff-Bändersand, Schluff-Bänderton

Tonsubstrat: es dominiert Ton, Bänderanteil >10% und <50% aus Sand oder Lehm/Schluff:

Ton-Bändersand, Ton-Bänderlehm (einschl. Schluff)

5 Bodenformen der Auen

In den letzten 10 Jahren hat sich bei den meisten Bodenforschern die Erkenntnis durchgesetzt, dass neben einer bodengenetischen Ansprache die **Substratkennzeichnung** unverzichtbar ist, um eine umfassende Bodenbeschreibung und -klassifikation sowie darauf aufbauend eine bodenökologische Einschätzung zu ermöglichen. Mit der Ausweisung der Bodenformen als Koppelung von Auen-substraten und Auenbodentypen kommt es jedoch zu Ansprache-Doppelungen, wie nachfolgende Beispiele zeigen:

Auengley aus Auensand: Doppelung des Begriffes Auen; vorzuschlagende Vereinfachung:

Gley aus Auensand

Paternia (Auenregosol) aus Auensand: Doppelung des Begriffes Auen; vorzuschlagende Vereinfachung:

Regosol aus Auensand

Die Auensedimente werden mit der Substratansprache eindeutig erfasst und sprachlich ausgedrückt (Kennsilbe Auen...), daher entfällt für die Klasse der Auenböden das Kriterium: Bildung aus holozänen fluviatilen Sedimenten in Fluß- und Bachtälern. Somit wird die geogene Besonderheit der Auenböden zweifelsfrei durch das Substrat angesprochen. Dadurch kann letztlich eine eigene Klasse der Auenböden entfallen, damit auch die Rambla, Paternia, Kalkpaternia, Tschernitza als eigenständige Auenbodentypen. Sie sind in anderen Bodenklassen einzuordnen und als Bodenformen der Lockersyroseme, Regosole, Pararendzinen, Schwarzerden zu führen. Die Vega ist als Typ innerhalb der Klasse der Ah/C-Böden, ggf. mit den Subtypen Braunerde-Vega, Parabraunerde-Vega auszuweisen.

Nachfolgende Beispiele für die Bodenformenansprache bei Wegfall der Klasse der Auenböden (Wegfall der Doppelsprachen!) verdeutlichen diese Vorschläge:

Gley aus Auenlehm über Auensand

bisher Auengley aus Auenlehm über Auensand

Pelosol aus Auenton

bisher Auenpelosol aus Auenton

Pseudogley aus Auenton

bisher Auenpseudogley aus Auenton

Regosol aus Auensand

bisher Paternia aus Auensand

Pararendzina aus Auenschluff

bisher Kalkpaternia aus Auenschluff

Tschernosem aus Auenlehm

bisher Tschernitza aus Auenlehm

6 Literaturauswahl

Altermann, M.; Kühn, D. (1999): Über „Probleme“ bei der Einführung der Substratsystematik.- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, 91, Heft 1, S. 909-912.

AK f.BodSys d. DBG - Arbeitskreis für Bodensystematik der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mittlg. d. DBG, 86, 1-180.

Benzler, J.-H. (1981): Vorschläge zur Gliederung der Auenböden. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesell., Bd. 32, 657-658.

Friese, K.; Witter, B.; Miehlich, G.; Rode, M. (Hrsg., 2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen - Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen.- Springer Verlag.

Geller, W.; Funcochar, P.; Bornhöft, D.; Boucek, J.; Feldmann, H.; Guhr, H.; Mohaupt, V.; Simon, M.; Smrtak, J.; Spoustova, J.; Uhlmann, O. (1998): Gewässerschutz im Einzugsgebiet der Elbe. 8. Magdeburger Gewässerschutzseminar. UFZ. Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH. B.G. Teubner. Stuttgart - Leipzig.

Gröngroft, A.; Schwartz, R. (1999): Vorschläge für die Klassifikation von Böden in Auengebieten - abgeleitet aus Erfahrungen an der Mittelelbe. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. 155-170.

Rinklebe, J.; Heinrich, K.; Neue, H.-U. (2000): Auenböden im Biosphärenreservat Mittlere Elbe - ihre Klassifikation und Eigenschaften. In: Friese et al. (Hrsg.) Stoffhaushalt von Auenökosystemen. Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer Verlag. 37-46.

Schirmer, W. (1991): Zur Nomenklatur der Auenböden mitteleuropäischer Flußauen. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Band 66 II, 839 - 842.

Schröder, D. (1979): Bodenentwicklung in spätpleistozänen und holozänen Hochflutlehmen des Niederrheins. Habil. Schiff Uni. Bonn.

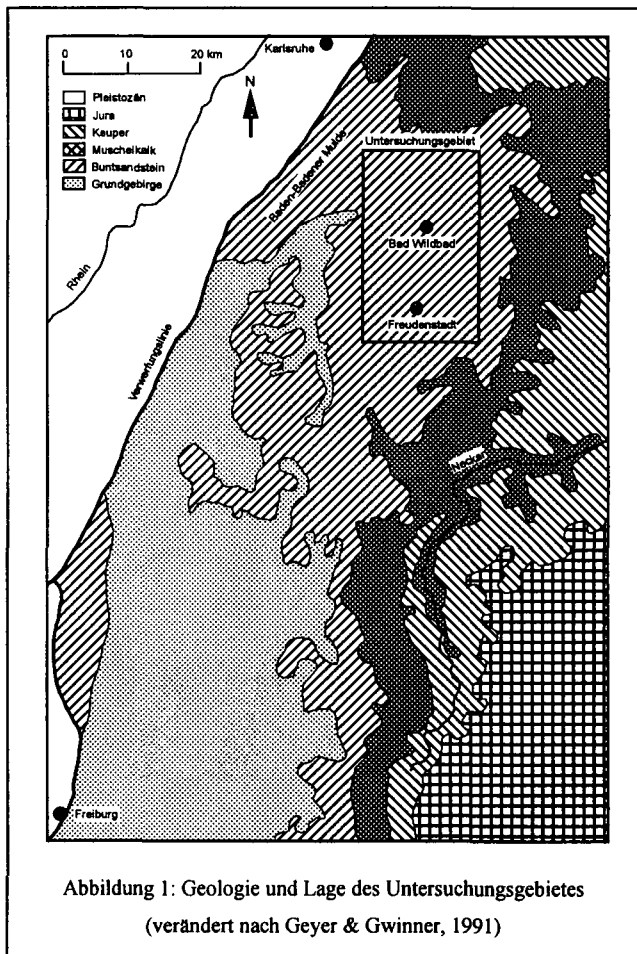
Wiechmann, H. (1999): Semiterrestrische Böden - Anmerkungen zur Systematik der Auenböden. Hamburger Bodenkundliche Arbeiten, 44, Eigenschaften und Funktionen von Auenböden an der Elbe. 144-154.

Mikromorphologie und Stoffverteilung in Ortsteinhorizonten im N-Schwarzwald

I. Andruschkewitsch¹, M. Sommer² & K. Stahr¹

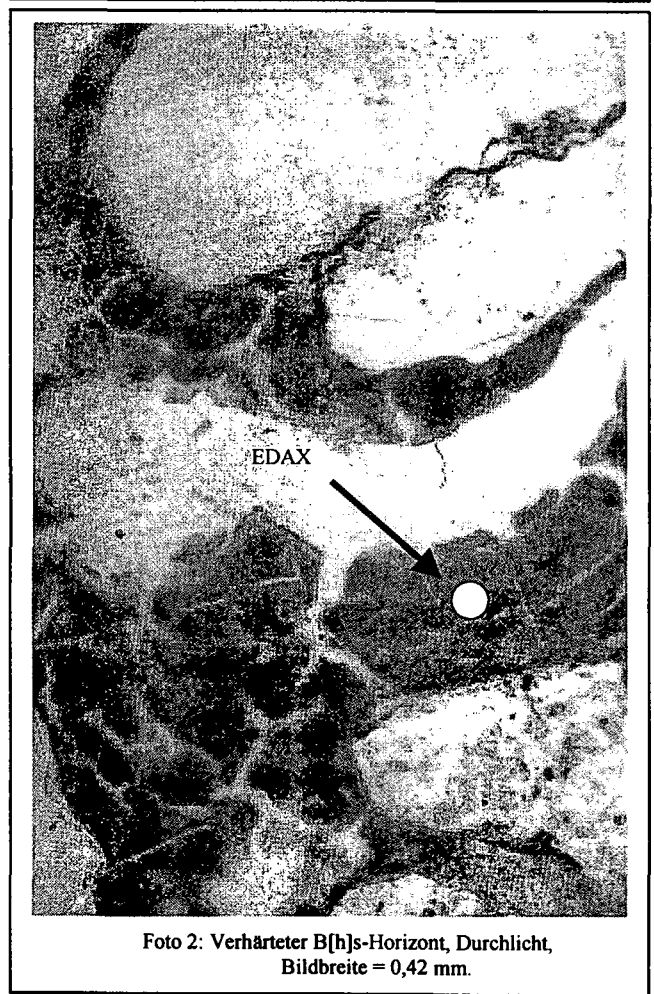
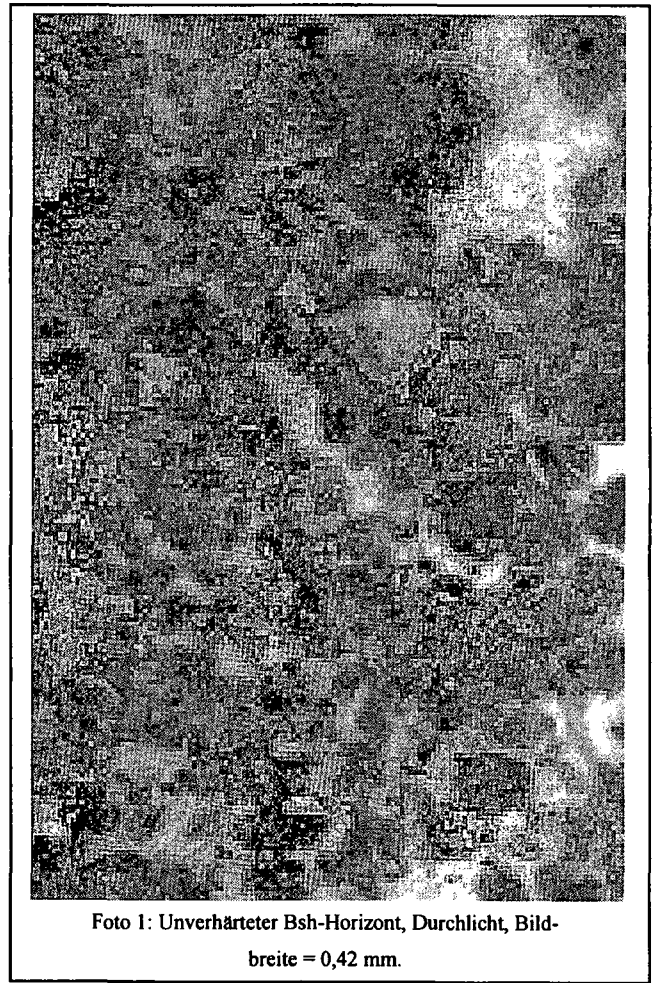
Fragestellung

Als *Ortstein* bezeichnet man verhärtete Podsol-Illuviationshorizonte (Buol, 1989). Deren Entstehung ist bis heute ungeklärt, noch immer existiert kein allgemeingültiges, pedogenetisches Konzept. Ziel unserer Untersuchung ist es, Merkmale und Faktoren der Ortsteingese im Untersuchungsgebiet 'Buntsandstein-Nordschwarzwald' aufzuklären und Unterschiede sowie Gemeinsamkeiten zu bislang veröffentlichten Studien herauszuarbeiten.

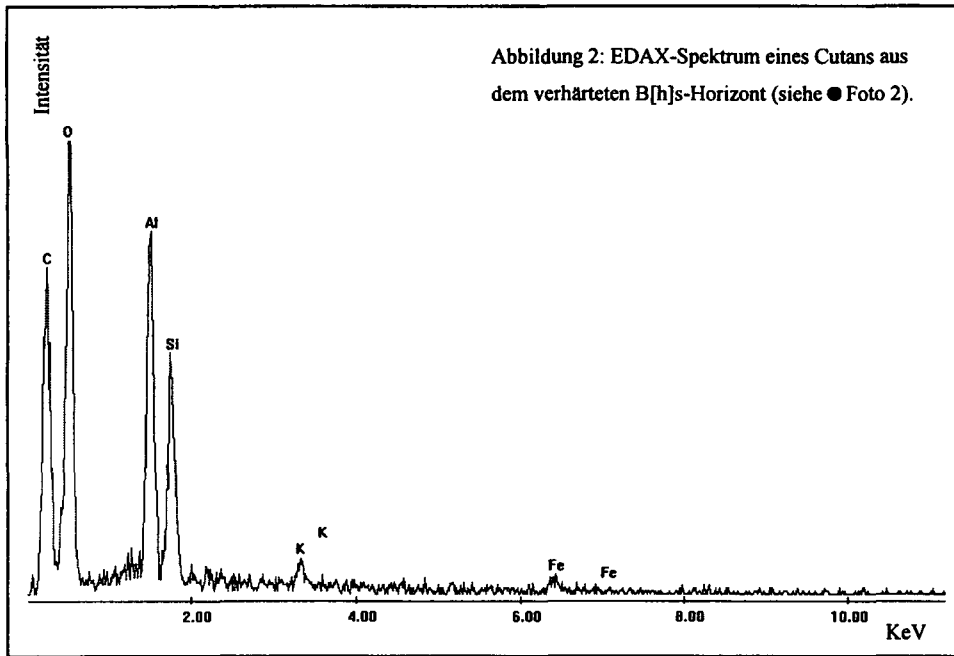


Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) befindet sich im Buntsandstein-Schwarzwald. Aus drei Profilpaaren (Ortstein-



¹Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim
²GSF, Institut für Biomathematik und Biometrie, Neuherberg



Schlussfolgerungen

Die mikromorphologischen Untersuchungen der Profilpaare haben gezeigt, dass sich das Mikrogefüge der verfestigten bzw. unverfestigten Horizonte deutlich voneinander unterscheiden. Für die Verhärtung von Ortstein sind Cutane verantwortlich, die ein stabiles Hüllen- und Brückengefüge ausbilden. Sie konnten in allen Ortstein-Horizonten gefunden werden, jedoch in keinem der unverfestigten Podsol-B-

Horizonte. Podsole / unverfestigte Norm-Podsole) wurden ungestörte Bodenmonolithe mit Kubiëna-Kästen entnommen, durch Acetonaustausch entwässert und anschließend mit einem Polyester-Harz (Leguval) getränkt. Von den Tränklingen wurden Dünnschliffe hergestellt und am Polarisationsmikroskop untersucht. Die Beschreibung der Dünnschliffe erfolgte nach FITZPATRICK (1993). An einem Dünnschliff wurden EDAX-Analysen durchgeführt.

Ergebnisse

Die nicht verhärteten Podsol-B-Horizonte besitzen in der Regel ein Granulärgefüge (Foto 1). Das Mikrogefüge der verhärteten Horizonte entspricht hingegen einem ausgeprägten Hüllen- und Brückengefüge (coat and bridge structure, Foto 2). Deutlich sind Cutane zu erkennen welche die Sandkörner umgeben und die Hohlräume auskleiden. Sie erscheinen im Durchlicht hell- bis dunkelbraun, bei gekreuztem Polarisator isotrop (schwarz). Bei diesen Cutanen handelt es sich um organisches oder amorphes mineralisches Material bzw. einer Mischung daraus. In den unverfestigten Horizonten konnten keinerlei Cutane gefunden werden.

Die EDAX-Analysen der Cutane zeigen jeweils sehr ähnliche Spektren. Die Hauptpeaks zeigen die Elemente C, O, Al und Si. K bringt einen sehr kleinen peak, Fe kann nicht immer nachgewiesen werden (Abb. 2).

Horizonte.

Die Cutane selbst bestehen aus einem amorphen Material, das sich aus Al und Si sowie einer organischen Komponente zusammensetzt. Deutlich erkennbar ist, dass das Fe keine Rolle bei der Ortsteingenesse spielt. Nasschemische Analysen bestätigen diesen Befund.

Ausblick

Derzeit wird die Anzahl der Probenpaare erhöht (n = 10), um die Allgemeingültigkeit der obigen Aussagen zu überprüfen. Ein Schwerpunkt der Untersuchung liegt dann auf den mikromorphologischen Untersuchungen. In Verbindung mit vergleichenden EDAX-Analysen soll geklärt werden, ob das Gefüge oder aber die stoffliche Zusammensetzung der Illuvialhorizonte ursächlich für die Verhärtung ist.

Literatur

- Buol, S.W., F.D. Hole & R.J. McCracken (1989): Soil genesis and classification. 3rd edition. Ames, Iowa.
- FitzPatrick, E.A. (1993): Soil Microscopy and Micromorphology. John Wiley & Sons, Chichester, New York. 304 S.
- Geyer, O. F. & M. P. Gwinner (1991): Geologie von Baden-Württemberg. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Methode zur regelhaften Ableitung von Flächenbodenformen (Idealprofile) zur Nutzung in Flächendatenbanken

Albrecht Bauriegel *

A. Problemstellung

Ein zentrales Aufgabengebiet der Staatlichen Geologischen Dienste der Länder ist die Erarbeitung von (digitalen) Flächendaten für verschiedene Maßstabsebenen. Eine besondere Bedeutung kommt hierbei den Flächeninhaltsdaten zu. Diese müssen zum einen das wesentliche bodenkundliche Inventar der Kartier- oder Legendeneinheiten dokumentieren und bilden zum anderem das Ausgangsglied für weitere, oft über rein bodenkundliche Fragestellungen hinausgehende Auswertungen. Die Inventarbeschreibungen bestehen aus mindestens einer, im Regelfall aber mehreren Bodenformen. Da sich ihr Gültigkeitsbereich auf Flächen oder auf Anteile von Flächen bezieht, werden sie als Flächenbodenformen bezeichnet (HANNEMANN, BAURIEGEL & KÜHN, 1999).

Ein Großteil der für thematische Auswertungen herangezogenen Methoden (HENNING, 2000) erfordern neben den Profildaten vor allem flächenbezogene Horizontdaten. Einen Mindestdatensatz hierfür gibt die Bodenkundliche Kartieranleitung (AG Boden, 1996) vor. Für die Ableitung der flächenbezogenen (idealisierten) Horizontdaten sind erhobene (Profilbeschreibungen) und gemessene (Analysendaten) konkrete Punktdaten mit einer hinreichend guten Belegung notwendig.

Zur Diskussion steht jedoch der methodische Weg, über den aus den konkreten Punktbodenformen die idealisierten Flächenbodenformen, inklusive ihrer Horizontdaten, abgeleitet werden.

Verbreitete Varianten sind die Ableitung über:

- I. Benennung von Standardprofilen,
- II. Suche nach direkter inhaltlicher Entsprechung zwischen Punkt- und Fläche,
- III. Suche nach vergleichbarer Entsprechung zwischen Punkt- und Flächenbodenform,
- IV. Expertenwissen (empirische Ableitung).

Letztlich ist die Auswahl bzw. Nutzung einer dieser methodischen Ansätze von folgenden Kriterien abhängig :

- der Anzahl sowie der räumlichen Verbreitung der zur Verfügung stehenden Punktdatensätze,
- der angestrebten Repräsentativität und
- der geforderten Aussagesicherheit für die jeweiligen Merkmale bzw. Eigenschaften.

B. Stand Brandenburg

Zur Charakterisierung der Flächenbodenformen stehen derzeit ca. 2200 Profildaten (nach KA4) zur Verfügung, die über den geforderten Mindestdatensatz (AG BODEN, 1994) verfügen. Unter der Maßgabe möglichst alle Flächenbodenformen mit Horizontdaten hinreichend genau belegen zu können, sind die Varianten I und II unter Berücksichtigung der oben aufgeführten Kriterien für Brandenburg nicht anzustreben. Ein Abgleich der Datenbestände in der Punkt- und Flächendatenbank ergab, dass nur ein Teil der Flächenbodenformen auf direktem Wege über Punktbodenformen belegt werden konnte. D.h., es gibt eine größere Anzahl an (Flächen-) Bodenformen, die zwar mit hoher Wahrscheinlichkeit existieren, aber noch keine direkte Entsprechung durch eine konkrete aufgenommene Punktbodenform haben.

C. Horizont-Substrat-Kombination (HSK)

Mit dem Ziel, dennoch die wesentlichen Flächenbodenformen für das Land Brandenburg belegen zu können, wird mit dem Konzept der Horizont-Substrat-Kombination (BAURIEGEL, 2000) gearbeitet. Die inhaltliche Belegung der Flächenbodenform erfolgt hierbei nicht über die Ebene der Profilkennzeichnung,

*Landesamt für Geowissenschaften und Rohstoffe Brandenburg
Stahnsdorfer Damm 77
14532 Kleinmachnow
bauriegel@lgrb.de

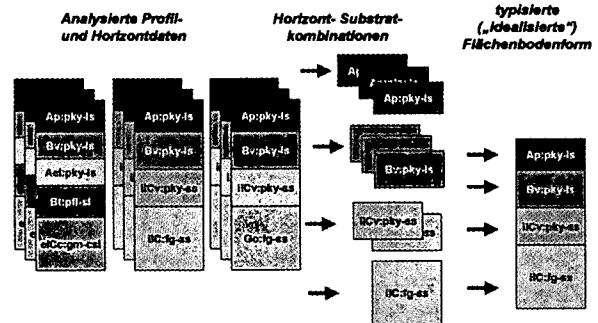


Abb. 1: Prinzip der Horizont-Substrat-Kombination (HSK)

sondern direkt aus der Horizontebene heraus. Die Profildaten werden hierbei zunächst in ihre einzelnen Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK) zerlegt (Abb.1). Ziel dieser Segmentierung ist es, Gruppen (Varianten) von HSK zu bilden, die einerseits eine statistische Betrachtung zulassen und andererseits soll der so entstandene Pool an HSK-Varianten auch die Charakterisierung von Flächenbodenformen ermöglichen, die noch keine direkte Entsprechung durch ein konkret beschriebenes Punkprofil haben.

Durch diesen Schritt entstehen aus den betrachteten 2200 Profildatensätzen ca. 15000 HSK, die wiederum in 2700 Varianten von HSK darstellen. Betrachtet man die HSK-Varianten hinsichtlich ihrer Verteilung und Belegungsdichte, so fällt neben der großen Anzahl der Varianten vor allem deren ungünstiger Verteilungsverlauf auf (Abb. 2).

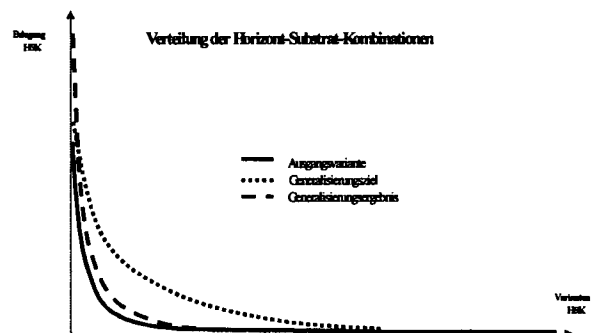


Abb. 2: Verteilung der Varianten der HSK

In diesem Verteilungsverlauf kommt zum Ausdruck, dass sich nur ein geringer Teil der Varianten (<10%) gut bzw. ausreichend mit Fällen repräsentiert ist, wohingegen der überwiegende Anteil nur unzureichend belegt ist. Die Ursache für diese große Anzahl an Varianten liegt vor allem in dem hohen systematischen Auflösungs-niveau der Punktbeschreibungen begründet. Bezogen auf die HSK wird diese Variantenvielfalt zu 73 % durch das bodensystematische und nur zu 27 % durch das substratsystematische Kennzeichnungs-niveau verursacht. Mit dem Ziel ein Maximum an bodenkundlicher Information für den Punkt zu dokumentieren, wird oft mit drei Hauptsymbolen operiert, was in Verbindung mit den vor- bzw. nachgestellten Zusatzsymbolen wesentlich zur Variantenvielfalt beiträgt, eine vergleichbare Auswertung und Handhabung jedoch erheblich erschwert. Über verschiedene Generalisierungsschritte wurde daher versucht:

- die Anzahl der Varianten zu verringern (<1000 HSK),
- die mittlere Belegung pro Variante zu erhöhen (>20) und
- den Informationsverlust innerhalb der Generalisierungsschritte gering zu halten (Verhältnis Horizont/Substrat),

um eine sinnvolle, auswertbare Gruppenbildung zu ermöglichen. Hierfür wurden sowohl für die Horizont-, als auch für die

Substratkennzeichnung der HSK Generalisierungsstufen definiert, die gegenseitig, unter Beachtung der Kriterien, abgeprüft wurden.

Horizontkennzeichnung:

- AV Ausgangsvariante (Gesamthorizont)
- H2 dominierendes + 1. subdom. Hauptsymbol
- H1 dominierendes Hauptsymbol
- HG1 Horizontgruppen

Substratkennzeichnung (Beispiel):

- S1 Bv-Ael : pky-(k2)ls (Sp)
- S2 Bv-Ael : pky-(k)ls (Sp)
- S3 Bv-Ael : pky-ls (Sp)
- S4 Bv-Ael : p-(k)ls (Sp)
- S5 Bv-Ael : p-ls (Sp)
- S6 Bv-Ael : p-s (Sp)

Die Generalisierungsschritte erfolgten zunächst formal nach systematischen Regeln (AK BODENSYSTEMATIK, 1998), die zumindestens bei der Horizontkennzeichnung zu einer krassen Reduktion der bodenkundlichen Information führte (Varianten H2 und H1). Aus diesem Grund wurde versucht, in einer weiteren Variante (HG) die Horizonte nicht nach rein systematischen Kriterien, sondern nach "inhaltlicher Nähe" zu gruppieren. Die Ergebnisse aller Generalisierungsschritte blieben jedoch insgesamt unbefriedigend (Abb.3). So konnte zwar in allen Fällen

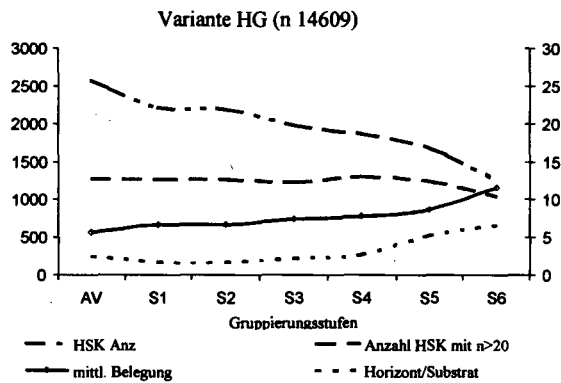


Abb. 3: Generalisierungsvariante Horizontgruppen

die Anzahl der HSK-Varianten reduziert (Strich-Punkt-Punkt Linie) und die mittlere Belegung pro Variante erhöht werden (Punkt-Punkt Linie), jedoch sank in allen Generalisierungsvarianten die Anzahl der HSK-Varianten mit einer Belegung von >20 HSK. Lediglich in der Variante der Horizontgruppen konnten die gewünschten Effekte im Ansatz erreicht werden.

D. Beispiele

Die Vorzüge der Horizont-Substrat-Kombination sollen abschließend am Beispiel der Bv-Horizonte für die Ableitung idealisierter pH-Werte (CaCl₂) illustriert werden. So zeigt die Betrachtung der pH-Werte über alle Bv-Horizonte ein eher unspezifisches Bild (Abb. 4). Unter Berücksichtigung der HSK spezifiziert sich die Verteilung in Richtung von zwei Datenkollektiven (Abb. 5), die sich wiederum den Nutzungstypen Forst bzw. Landwirtschaft zuordnen lassen (Abb. 6). Die Möglichkeit, über den Weg der HSK deutlich spezifischere Horizontparameter ableiten zu können, zeigt sich auch bei der Ableitung anderer Horizonteigenschaften.

E. Zusammenfassung

- die Flächenbodenformen (FBF) entsprechen idealisierten, flächenbeschreibenden Bodenformen,
- die Charakterisierung der flächenbezogenen Horizontdaten der FBF erfolgt über abgeleitete Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK),
- die HSK ermöglichen die Charakterisierung von Flächenbodenformen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit auftreten, aber (noch) keine direkte Entsprechung in der Punktdatenbank haben,

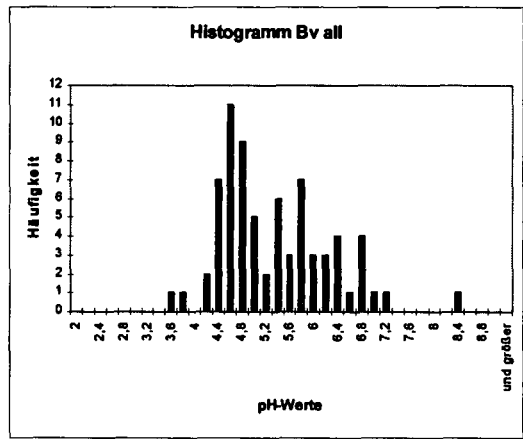


Abb. 4: pH-Verteilung Bv-Horizonte

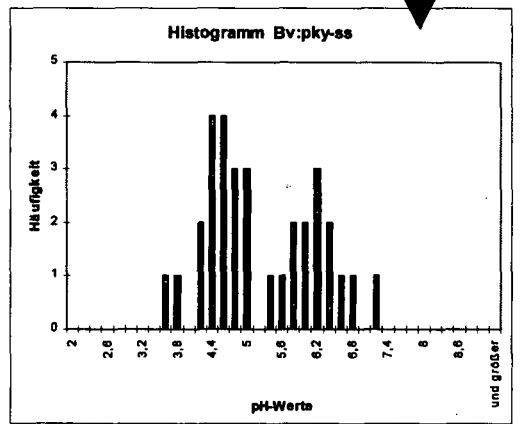


Abb. 5: pH-Verteilung Bv: pky-ss

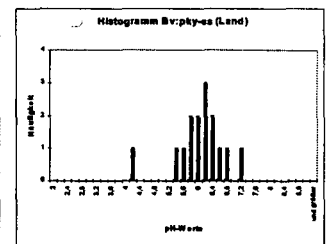
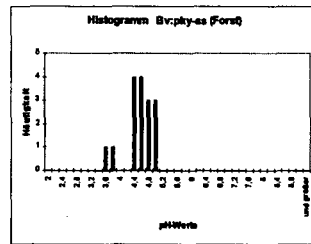


Abb. 6: pH-Verteilung Bv: pky-ss nach Nutzungstypen

- die HSK garantiert durch die Berücksichtigung der Analysen von vielen (vergleichbaren) Profil- und Horizontdaten eine höhere statistische Sicherheit für die abgeleiteten Merkmale und vermindert empirische Zuweisungen,
- die Horizont-Substrat-Kombinationen (HSK) sind ein sehr gutes Werkzeug zur Plausibilitätsprüfung von Horizontdaten (Normwertspannen),
- die systematisch stark auflösenden HSK der Punktbodenformen müssen auf ein flächenrelevantes Maß aggregiert werden (Flächenhorizont, Horizontgruppen),
- die Flächenbodenformen sind nur mit einem zugehörigem Nutzungstyp gültig

F. Literatur

Ad-hoc-ARBEITSGRUPPE BODEN der Geologischen Landesämter und der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage; Hannover.
 ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate.- Mitt. Deut. Bodenkundl. Gesellsch., Band 86, Göttingen.
 BAURIEGEL, A. (1999): Das Flächenbodenformenarchiv für das Land Brandenburg.- HORIZONTE Herrenh. Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Bd. 3; Der Andere Verlag, Osnabrück.
 HANNEMANN, J.; BAURIEGEL, A.; KOHN, D. (1999): Bildung von Flächenbodenformen für die Verwendung in Karten und geographischen Informationssystemen.- Mitt. Dt. Bodenkdl. Gesell. Bd 91/II, S. 1005-1008.

Modellierung periglaziärer Lagen auf Basis von digitalen Geländemodellen und Verwitterungseigenschaften der anstehenden Gesteine

Thorsten Behrens, Thomas Scholten & Peter
Felix-Henningsen

Stichworte:

Periglaziäre Lagen, Modellbildung, Digitale Geländemodelle, Reliefmodellierung, geologische Eigenschaften, Bodeneigenschaften, Landschaftswasserhaushalt, Geographische Informationssysteme, Harz, Solling

Circa ein Drittel der Oberflächenformen Deutschlands sind von periglaziären Lagen bedeckt. Dabei handelt es sich um die im gletscherfreien Raum gelegenen Mittelgebirgslandschaften. Die aufsummierte Mächtigkeit der periglaziären Lagen beträgt im Mittel ca. 1,20 Meter (SCHOLTEN ET AL. 1998). Periglaziäre Lagen stellen nicht nur das primäre Ausgangssubstrat der Bodenbildung dar, sondern haben darüber hinaus einen nachhaltigen Einfluss auf den gesamten Naturhaushalt.

Die räumliche Verbreitung und die Eigenschaften periglaziärer Lagen werden in erster Linie von der Reliefform sowie den Eigenschaften des anstehenden Gesteins gesteuert (AG BODEN 1998). Damit bieten sich, unter Verwendung von digitalen Geländemodellen und geologischen Karten, Möglichkeiten der räumlichen Modellierung der Mächtigkeit und der Eigenschaften periglaziärer Lagen.

Für die Bereiche Solling und Harz stehen hochauflösende digitale Geländemodelle zur Verfügung, die für die Modellierung verwendet werden können, ebenso wie digitalisierte geologische Karten. Als weitere Datensätze liegen umfangreiche Profilbeschreibungen aus den Untersuchungsgebieten vor.

Modellbildung

Die Modellbildung kann in mehrere Schritte gegliedert werden:

Entwicklung eines umfassenden Reliefmodells auf Basis von ArcView-GIS

Auf die Entwicklung des Reliefmodells wurde besonderes Gewicht gelegt, da bereits existierende Modellansätze (SCHOLTEN ET AL. 1998,

BEHRENS ET AL. 1999) einen starken Zusammenhang zwischen der Lagensystematik und der Reliefposition belegen. Dabei wurde insbesondere Wert darauf gelegt, verschiedenste Algorithmen zu vergleichen, und ein möglichst umfassendes Modell zu erstellen.

Nach SCHMIDT UND DIKAU (1999) lassen sich drei verschiedene Parametergruppen unterscheiden:

Einfache geomorphometrische Parameter

- dazu zählen alle Punktattribute. Dies sind die Höhe, die Hangneigung, die Exposition, und die Krümmungen.

Komplexe geomorphometrische Parameter

- als solche werden die ‚hydrologischen‘ Parameter Fließakkumulation und Fließlänge bezeichnet.

Kombinierte geomorphometrische Parameter

- sie werden aus einfachen und komplexen Parametern berechnet. Dazu zählt beispielsweise der Feuchtigkeitsindex nach BEVEN UND KIRKBY (1979).

Die einfachen geomorphometrischen Reliefparameter wurden nach Verfahren von EVANS (1979), ZEVENBERGEN UND THORNE (1987) sowie verschiedenen Erweiterungen dieser Verfahren (BEHRENS 2001) berechnet. Die komplexen geomorphometrischen Parameter wurden auf Basis von Verfahren die eine Abflussdivergenz aufweisen berechnet um Artefakte wie sie bei den in vielen GIS standardmäßig implementierten Single-Flow-Algorithmen (JENSSON UND DOMINIQUE, 1991) zu vermeiden (vgl. FRIED ET AL., 2000).

Neben den genannten Gruppen wurde eine Reihe weiterer Reliefeinheiten berechnet die den *geomorphographischen Parameter* zugeordnet werden können. Damit sind flächenhafte Einheiten mit booleschen Eigenschaften gemeint. Dazu zählen: Auenbereiche als Barrieren in der flächenhaften Verbreitung, konvexe Hanganstetigkeiten als lineare, hangparallele Ausdünnungszonen sowie verschiedene Algorithmen Ausweisung von Akkumulationsbereichen.

Weitere implementierte Parameter sind die Globalstrahlung als steuerndes Element der Auftautiefe oder die Oberflächenrauigkeit als Maß für die Reliefenergie. Die Realisation aller

Parameter erfolgte mit dem Geographischen Informationssystem ArcView.

Reklassifizierung der geologischen Karten zu Verwitterungseigenschaften

Die Informationen der digitalen GK 25 wurden für die vorliegende Fragestellung reklassifiziert, um bodenkundlich relevante Flächeneinheiten zu erhalten. Die stratigraphischen Informationen wurden dazu anhand eines speziellen Schlüssels in petrographische Einheiten reklassifiziert (ALTFELD ET AL. 2001), die die Verwitterungseigenschaften des anstehenden Gesteins beschreiben, da diese die durch Solifluktion verlagerte Materialmenge in den periglaziären Lagen steuern. Die Eigenschaften der Basislage korrelieren dabei mit den Eigenschaften des Ausgangsgesteins am stärksten (SCHOLTEN ET AL. 1998).

Räumliche Verschneidung der lithologischen und geomorphologischen Informationen mit den Profilinformatoren

Da alle Profilaufnahmen verortet sind, konnten die modellierten Reliefeinheiten und die geologischen Eigenschaften räumlich mit den Profilbeschrieben verschnitten werden. Somit konnte ein Basisdatensatz erzeugt werden, der alle relevanten Informationen sowohl zum Relief als auch zu den lithographischen Eigenschaften sowie zur Mächtigkeit der Lagen und deren Eigenschaften aus den Profilbeschrieben enthält.

Statistische Analyse und Ableitung von Transferfunktionen

Der im GIS erzeugte Datensatz wurde anschließend statistisch ausgewertet. Auf dieser Basis konnte dann ein empirisches Modell zur Verbreitung der periglaziären Lagen und ihren Eigenschaften erstellt werden.

Ergebnisse

Für jede Lage wurde nach o. g. Schema ein separates Modell erzeugt. In Verbindung mit weiteren petrographischen Eigenschaften ist mit diesem Ansatz die Grundlage für die Modellierung wichtiger Parameter des Landschaftswas-

serhaushaltes, insbesondere des Interflows, gegeben.

Literatur:

- ALTFELD, O., SCHOLTEN, TH., BEHRENS, TH. UND FELIX-HENNINGSSEN, P. (2001): Die Reklassifizierung geologischer Informationen in bodenkundlich relevante petrographische Einheiten. (In Vorbereitung)
- SCHOLTEN TH., BEHRENS, TH., SZIBALSKI, M. UND FELIX-HENNINGSSEN, P. (1998): Algorithmus zur Schätzung der Verwitterungsdeckenmächtigkeit und Prognosemodell Lsys+ zur raumbezogenen Ableitung der Eigenschaften periglaziärer Lagen. Abschlussbericht. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Az. BGR 1-971121.
- FRIED, J.S., BROWN, D.G., ZWEIFLER, M.O. UND GOLD, M.A. (2000): Mapping Contributing Areas for Stormwater Discharge to Streams Using Terrain Analysis. In: Wilson J.P. und Gallant, J.C.: Terrain Analysis. – Principles and Applications. John Wiley & Sons, New York.
- JENSON, K. UND DOMINIQUE, J.O.(1991): Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 54, No. 11.
- BEHRENS, TH., (2001): Digitale Reliefanalyse als Basis von Boden-Landschaftsmodellen - dargestellt am Beispiel periglaziärer Lagen. Dissertation, Gießen (in Vorbereitung).
- ZEVENBERG, L. W., UND THORNE, C. R. (1987). Quantitative analysis of land surface topography. Earth Surface Processes and Landforms, 12.
- BEVEN, K. UND KIRKBY, M.J., (1979): A physically based, variable contributing area modell of basin hydrology. – Bulletin of Hydrologic Sciences, 24.
- SCHOLTEN, TH., (2001): Beitrag zur flächendeckenden Ableitung der Verbreitungssystematik und Eigenschaften periglaziärer Lagen in deutschen Mittelgebirgen. Habilitationsschrift, Gießen.
- AG BODENSYSTEMATIK, ED., (1998): Systematik der Böden und der Bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteiln. D. Dtsch. Bodenkndl. Ges., 86.
- SCHMIDT, J. UND DIKAU, R. (1999): GIS and DEMs - semantics, methods, future needs. In: DIKAU, R. UND SAURER, H.: GIS for Earth Surface Systems - Analysis and Modelling of the Natural Environment, Gebr. Borntraeger, Berlin.

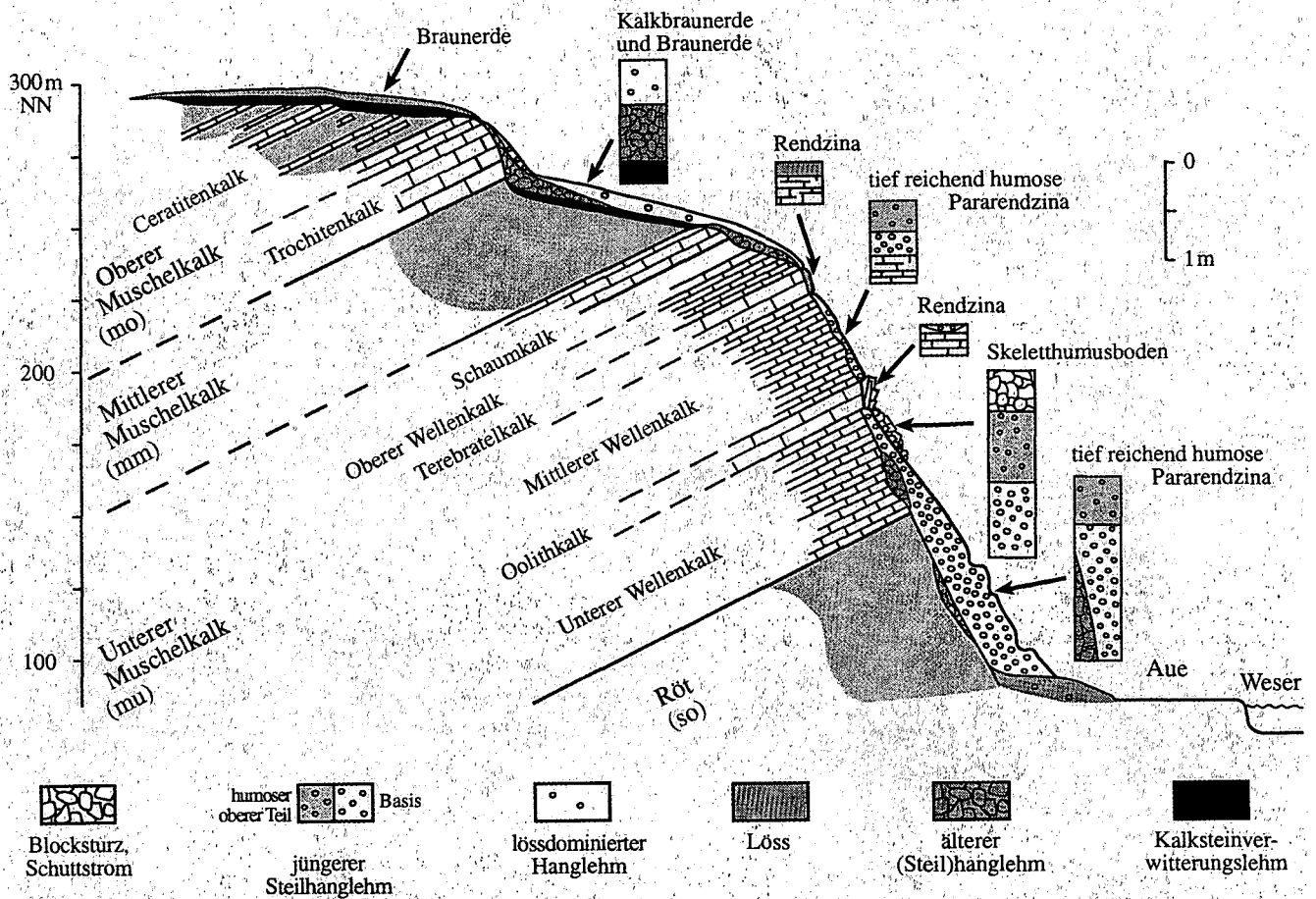
Thorsten Behrens

*Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung,
Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen;
email: thorsten.behrens@agrar.uni-giessen.de,*

Bodenbildung an den Steilhängen des Wesertals bei Höxter (Ostwestfalen)

Teil A: Bodengesellschaft und Substratgenese

Hans Joachim Betzer und Bernd Raber



Auf den Muschelkalk- und Röt-Steilhängen zur Weser und einigen ihrer Nebentäler treten etwa 1000ha durchgehend carbonathaltige, z.T. tief reichend humose Böden mit nicht eindeutiger Genese auf.

Im Rahmen der bodenkundlichen Landesaufnahme wurden auf diesen Flächen einige tausend Handbohrungen bis 2m Tiefe niedergebracht und 29 Aufgrabungen angelegt. Dabei wurden einige typische Schichten identifiziert. Diese kommen in verschiedenen Re liefpositionen in jeweils charakteristischer Kombination vor. *Auf den Hochflächen* dieser Schichtstufenlandschaft (vgl. Grafik) sind Braunerden aus lössdominiertem Hanglehm (Hauptlage) über periglazial überprägtem Kalksteinverwitterungslehm (Basislage) weit verbreitet. *Oberhalb der Hangschulter* zum Steilhang, bei mehr als 10% Hangneigung, dünnt die Hauptlage aus und die Basislage wird durch eine schuttreichere periglaziale Hangbildung (älterer (Steil)hanglehm) repräsentiert, die oft aus zu Grobgrus zerfallenen Wellenkalkstein besteht. Auch hier überwiegen Braunerden. Wo als Folge von Baumwürfen oder historischer Eingriffe eine Bestreuung aus Kalksteingrus die Hauptlage über zieht oder oberflächlich eingearbeitet

ist, finden sich mosaikartig Kalkbraunerden. *Unterhalb der Hangschulter* (Rendzina), bei mehr als 50% Hangneigung, verhindert die kontinuierliche Umlagerung des Oberbodens den Entkalkungsprozess, auch wenn besonders im oberen Hangabschnitt die Färbung der Bodenmatrix eine Verbraunung in-situ vermuten lässt. Es dominieren tief reichend humose Pararendzinen aus jüngerem Steilhanglehm. *In Sedimentfallen* wie z.T. plombierten Hangtälern wurde der kaltzeitliche ältere (Steil)hanglehm angetroffen. Dieser wird hier oft von besonders mächtigen humosen Sedimenten überlagert, die bodensystematisch als Kolluvisol eingeordnet wurden. *Unterhalb der Muschelkalk-Klippen* (Rendzina) finden sich Skeletthumusböden aus Blocksturz und weiter hangabwärts in Runsen Skeletthumusböden aus Schuttstrom. Im Übergang zum Röt treten z.T. streifenförmig, hangparallel Rendzinen aus jüngerem Steilhanglehm auf, der hier durch CaCO_3 -Ausfällungen reliktscher Quellen zementiert wurde. Aus den Ergebnissen lassen sich einige generalisierende Ergebnisse zur Genese von Böden in Steilhangelagen sowie Hilfsmittel zu deren Kartierung ableiten.

Autoren:

Betzer, H. J.; Geologischer Dienst NRW – Landesbetrieb –
De-Greif-Str. 195, 47803 Krefeld

Raber, B.; Heyenbaumstr. 98, 47802 Krefeld

Schichtmerkmal	jüngerer Steilhängehm (Basis)	jüngerer Steilhängehm (humoser oberer Teil)	Blocksturz, Schuttstrom	lössdominierter Hängehm
Geländeposition und Mächtigkeit	in Steilhängelagen mit >50% Hängeigung; im Mittel- bis Unterhängebereich bis zu mehreren Metern, am Oberhänge z.T. auskeilend	am Steilhänge mit > 50% Hängeigung; an morphologisch nicht gegliederten Steilhängen sowie deren Hängegrinnen einige dm bis über 1 m, auf Verebnungen des Steilhanges z.T. deutlich darüber	am Klippenfuß flächig als Blocksturz mehrere m; als Schuttstrom besonders in Steilhängegrinnen (> 65% Hängeigung); in Hängegrinnen 3-4 dm	nur auf flacheren Oberhängen (< 50% Hängeigung); 3-6 dm; dem älteren (Steil-)hängehm aufliegend
Genese	Hängehm aus Zersatzmaterial des Unteren Muschelkalks und untergeordnet Löss	durch Abspülung und gravitative Prozesse an Steilhängen bewegtes Verwitterungsmaterial (Kalksteine, Kalksteinverwitterungslehm, Lösslehm); besonders von anthropogenen Eingriffen abhängig	Blocksturz und Schuttstrom aus Kalkstein unterhalb von Felsdurchtragungen und Klippen	kleinräumig wechselnd; meist lössdominierte Hauptlage; z.T. Schichtzerstörung durch Baumwürfe im Holozän
Alter	z.T. weichselzeitlich (?); holozän als Folge anthropogener Eingriffe und in steilsten Lagen	nur (?) holozän	holozän	dryaszeitlich; bei anthropogenen Eingriffen und Baumwürfen holozän
Bodentypen		tief reichend humose Pararendzina (Steilhänge-Kolluvisol)	Skeletthumusboden	Braunerde, Kalkbraunerde, z.T. Pararendzina
aktuelle pedogenetische Teilprozesse	Kalkmycelbildung; kryoklastische Verwitterung; keine Verbraunung oder Tonverlagerung in-situ	Unterbrechung der Verbraunung durch Einmischung von Carbonatgesteinszersatz (deutliche Anteile von ehemaligen, entkalkten Oberbodenhorizonten)	Verwitterung der Kalksteine; Kalkumverteilung; Kalkmycelbildung	Verbraunung und - bei eingemischtem Carbonatgesteinsersatz - Entkalkung; z.T. Tonverlagerung; z.T. Wiederaufkalkung
Bodenskelett	30-60 Gew.-%; überwiegend Grus	stark schwankend; 20-60 Gew.-%	70-100 Gew.-%	10-40 Gew.-%
Abrundung des Bodenskeletts	nicht abgerundet	meist abgerundet	in Hängegrinnen meist abgerundet; als Blocksturz im Top scharfkantig	abgerundet
Bodenart (Analyse ohne Kalkzerstörung)	Uls und Ut3, selten Lu; geringe Lagerungsdichte	Ut3 bis Ut4, besonders in Hängegrinnen auch Lu und Ltu; geringe bis sehr geringe Lagerungsdichte	Steine und Grus im Top mit Kalkmoder (?) - darunter mit Lu bis Ut3 durchsetzt	überwiegend Ut3 bis Ut4
Carbonatgehalt	15-40 Gew.-%, selten bis 60 Gew.-%	sehr stark schwankend; meist 5-40 Gew.-%	schwankend; 10-45 Gew.-%	0-20 Gew.-%, selten auch höher
Humusgehalt	1 bis < 2 Gew.-%	3-7 Gew.-%	in den obersten 2-3 dm 20-80 Gew.-%	Unterhalb des Oberbodens 1-3 Gew.-%
Farbe	meist typische Farben des kaum verbrauchten, gelblichen Kalkstein-Lösungsrückstands (2,5Y5/4, 2,5Y7/6, 10YR6/3)	10YR4/2 (dunkelgraubraun); 10YR4/3 (dunkelbraun bis braun); 10YR5/3 (braun)	10YR4/2 (dunkelgraubraun); 10YR2/1 (schwarz - Farbe des Humus)	10YR5/3 bis 10YR5/4 (braun bis gelblich braun); oder 10YR6/3 (blassbraun)
Kalkmycel; Körnung des Carbonats	oft Kalkmycel; sandig-lehmiger Schluff, toniger Schluff, selten schluffiger Lehm	z.T. in der Basis der Schicht Kalkmycel, auch geringer Schichtmächtigkeit	Primärkarbonat aus Gesteinsabrieb; in der Basis der Schicht stellenweise Kalkmycel	i. d. R. kein makroskopisch erkennbares Kalkmycel
Quotient aus gU/fU+mU im carbonathaltigen Boden	sehr schwankend von 0,3 bis 1,2 (vom Primärcarbonatanteil abhängig)	überwiegend < 0,8	0,4-0,5 (geringe Datenbasis)	0,1-1,5 (für die Hauptlage typischer Wert)

Humusgehalte in Stadtböden

Wolfgang Burghardt*

Einführung

Der in Form von Humus in Böden gespeicherte Vorrat an Kohlenstoff hat vielfältige Bedeutungen und Funktionen, so in der CO₂-Entlastung der Atmosphäre, als Schadstofffilter, Wasserspeicher und Nährstofflieferant. Mengenbetrachtungen an Böden sind jedoch selten. Sie sollten jedoch bei hohem CO₂-Ausstoß aus Industrie und Verkehr und als Folge der durch Versiegelung verringerten Bodenfläche zur CO₂-Festlegung als Humus stärkere Beachtung finden.

Hier soll nun der Frage nachgegangen werden, welchen Beitrag die Restböden in der Stadt leisten können. Dazu werden Humusmengenprofile einiger häufig vorkommender städtischer Nutzungsformen vorgestellt und mit denen ländlicher Bodennutzung verglichen.

Material und Methoden

Untersucht wurden Böden (Tabelle 1) städtischer Nutzung und von angrenzenden ländlichen Gebieten des Ruhrgebietes. Als Bodenart überwiegt schluffiger Lehm der Lößgebiete. Die Waldböden sind aus schluffigen Sanden. Die Böden aus städtischer Nutzung wurden aufgetragen oder im Oberboden durch Kompostwirtschaft und tiefes Umgraben gestört.

Die Böden wurden mit Stechringen beprobt. Damit war es möglich das Volumengewicht trocken zu bestimmen. An den Proben wurde der C-Gehalt mit dem Carlo-Erba-Gerät durch Verbrennen bei 1100°C und anschließender gas-chromatographischer Messung bestimmt. Bei C-haltigen technologischen Substrat wurde der organische Kohlenstoff durch 3-stündige Behandlung in 6%iger H₂O₂-Lösung ermittelt (Burghardt 1989). Aus Volumengewicht und C-Gehalt wurde die C-Menge errechnet. Dies erfolgte für einzelne Horizonte in g/dm³ oder g/mm² und für die Profile in kg/m² bis 0,5 m bzw. 1 m Tiefe.

Ergebnisse

Tiefenverteilungsprofile

Die Formen ländlicher Bodennutzungen zeigen jeweils charakteristische Humusmengenprofile. Auffallend ist die hohe Menge in der organischen Auflage des Buchenwaldprofils und besonders von über 140 g/dm³ C im Of im Kiefernbestand (Abbildung 1 - Nr.2). Deutlich treten beim Acker die erhöhten Humusmengen bis 30 cm Tiefe hervor (Abbildung 1).

In Hortisolen (Abbildung 2, Nr.8) erfolgt die Anreicherung je nach Alter wesentlich tiefer und mit wesentlich höheren Mengen in den einzelnen Horizonten als dies bei den landwirtschaftlichen Nutzungsformen der Fall ist. Parkböden weisen ein sehr variables Verteilungsmuster der Humusmengen auf. Bei Bodenaufträgen ist dies abhängig vom Alter (Abbildung 3, Nr. 9: 20 Jahre), von der Überdeckung entwickelte Böden (Nr.10), vom Auftrag humosen Bodens (Nr.11), wie auch von der Vornutzung als Acker, Grünland oder Garten. Friedhofsnutzung führt zur sehr tiefen Einmischung von humosem Boden (Nr. 12).

In Städten finden sich alte Müllhalden und Klärschlammablagerungen. Abbildung 4 enthält das Beispiel eines umgelagerten Klärschlamm-Lößgemenges (Nr. 13). Hier werden in den Horizonten bis über eine Tiefe von einem Meter C-Mengen von 60 bis 100 g/dm³ angetroffen.

Auf abgedeckten Bauschuttflächen bilden sich Böden mit guten Humusformen und durch Bioturbation tief eingearbeitet hohen Humusmengen. Abb. 4 (Nr.14) enthält das Beispiel eines überdeckten Ziegelgrusprofils.

Es treten in Städten jedoch auch Böden mit geringen C-Mengen auf. Abbildung 4 enthält das Beispiel einer stark verdichteten Auftragsfläche (Nr.15) und eines stark skelett-haltigen ruderalen Bahndammes aus Aschen über tief liegendem Bauschutt und Bergematerial.

Gesamthumusmengen

Bei den ländlichen Bodennutzungsformen ist die Zunahme der C-Mengen von der Ackernutzung hin zum Nadelwald deutlich zu erkennen (Tabelle 1). Sie steigen bei einer Profiltiefe von 1 m von 7,8 kg/m² im Acker auf 13,0 kg/m² beim Kiefernwald an.

Diese Mengen werden jedoch von fast allen untersuchten städtischen Standorten übertroffen (Abbildung 1). Zu erwarten war dies bei Hortisolen. In alten Hortisolen können die C-Mengen auf über 50 kg/m² ansteigen. Noch höher sind die Mengen in Klärschlammdeponien. Das vorgestellte Beispiel erreichte über 70 kg/m²*m. Es wurden aber auch bereits Mengen von über 120 kg/m²*m angetroffen. Eine starke Erhöhung der C-Mengen liegt auch bei vielen anderen Stadtböden vor. Rasenflächen aber auch Ruderalflächen über Bauschutt erreichen Werte zwischen 13 und 37 kg/m². Von Bedeutung ist auch die C-Konservierung durch Überdeckung entwickelter Böden. Fossile Böden tragen mit zur C-Konservierung bei.

Stark verdichtete Flächen und solche mit hohem Skelettgehalt weisen geringe organische C-Mengen auf (Nr.15, 16).

Schlußfolgerungen

Viele Formen der Stadtböden weisen sehr viel höhere Mengen an organischen Kohlenstoff auf als Böden des ländlichen Raumes. Damit ist mit einer erhöhten Leistungsfähigkeit der Stadtböden als C-Senke und bei der Erfüllung von Bodenfunktionen zu rechnen.

Zum Schutz dieser wertvollen Eigenschaften muß beim Umgang mit Stadtböden sehr sorgfältig auf den Erhalt der hohen C-Mengen geachtet werden. Der Zugriff auf Stadtböden mit sehr hohen C-Mengen sollte erschwert werden. Dies muß vor allem bei Hortisolen beachtet werden. Städtische Flächennutzungspläne sollten dazu Eintragungen enthalten.

Die zunehmende starke Verdichtung von Stadtböden und der Eintrag hoher Skelettgehalte verringern die Fähigkeit zur Aufnahme hoher C-Mengen. Auch hierauf sollte beim Bodenschutz in der Stadt geachtet werden.

Die Stadt ist somit nicht nur die größte Quelle für den CO₂-Ausstoß in die Atmosphäre, sie kann auch zur erneuten Festlegung von CO₂ beitragen.

Literatur:

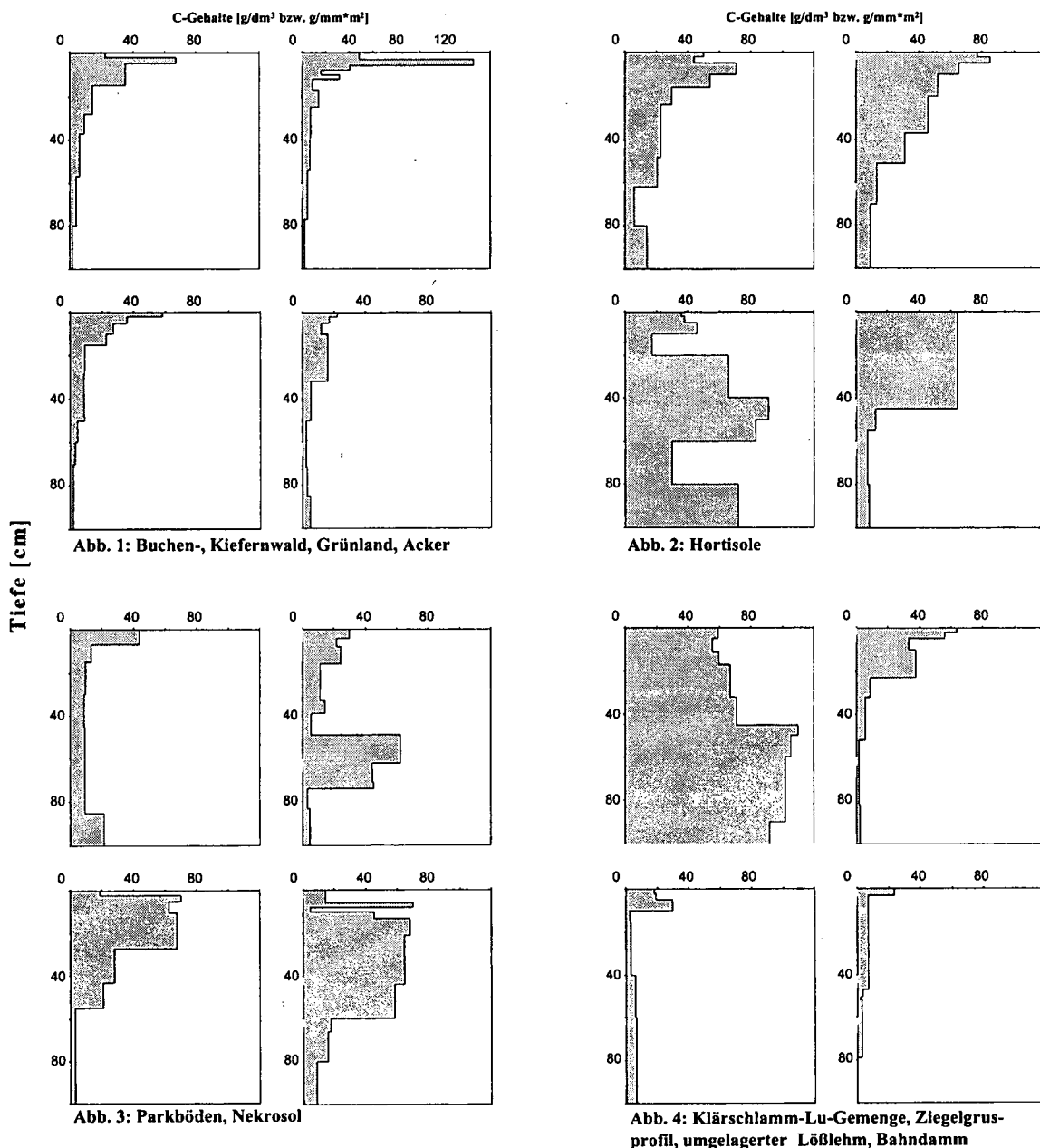
Burghardt, W. (1989): C-, N- und S- Gehalte als Merkmale der Bodenbildung auf Bergehalden. Mitt. Dtsch. Bdkdl. Ges. 59/II, 851-856.

* Fb.9, Angewandte Bodenkunde, Universität Essen, 45117 Essen
Email: wolfgang.burghardt@uni-essen.de

Tabelle 1: Merkmale der untersuchten Böden und ihre Gesamtkohlenstoffmengen

Profilnr.	Nutzung	Bodentyp	Substrat	C-Menge [kg/m ²] bis	
				0,5m Tiefe	1,0mTiefe
1	Buchenwald	Braunerde	Su ₁	9,4	11,1
2	Kiefernwald	Podsol	Su ₁	11,1	13,0
3	Grünland	Parabraunerde	Lu	8,3	9,5
4	Acker	Parabraunerde	Lu	6,2	7,8
5	Garten	Hortisol	Lu	20,5	27,8
6	Ruderalfläche	Relikter Hortisol	Lu	24,5	29,7
7	Garten	Hortisol	Lu	28,5	57,3
8	Garten	Hortisol	Slu	29,5	37,5
9	Parkrasen	Regosol	Lu	7,3	13,8
10	Parkrasen	Regosol	Lu	7,4	21,9
11	Parkrasen	Regosol	Lu	27,4	33,1
12	Friedhof	Nekrosol	Lu	24,7	39,1
13	Grünanlage	Regosol	Klärschlamm-Lu-Gemenge	37,6	73,8
14	Grünanlage	Regosol	Lu über Ziegelgrus	11,1	12,1
15	Pferdeweide	Regosol	Lu umgelagert	3,9	7,2
16	Ruderal Bahnfläche	Regosol	Asche über tiefem Bauschutt	3,9	4,8

C-Mengenverteilung



Bodenentwicklung in entwässerten Mudden – Prozesse, Horizonte, Klassifizierung

J. Chmielecki und J. Zeitz

Untersuchungsobjekte des vorgestellten Forschungsprojektes sind an bzw. nahe der Erdoberfläche anstehende Mudden. Diese Flächen sind relativ weit verbreitet im Norden Deutschlands, in Polen, Finnland und Schweden und werden teilweise noch heute landwirtschaftlich oder zur Rohstoffgewinnung genutzt.

Oberflächennahe Mudden sind überwiegend auf menschliche Tätigkeit zurückzuführen. Seit dem Mittelalter wurde sehr stark in den Landschaftswasserhaushalt eingegriffen. Zum einen wurden Seen abgelassen, um landwirtschaftliche Nutzfläche zu gewinnen. Zum anderen kam es infolge des Fließgewässerausbaus bei der Anbindung von Binneneinzugsgebieten an die überregionalen Einzugsgebiete zur Absenkung von Seewasserständen und damit zur Ausbildung großer Verlandungszonen um die Standgewässer herum. Ein dritter Prozess wirkt erst seit jüngerer Zeit: die Melioration von Niedermooren. Dabei kommt es infolge des mit der Wasserabsenkung verbundenen Luftzutritts zu aeroben Umsetzungsprozessen – also zu Humifizierung und Mineralisierung der organischen Substanz. Geringmächtige Decktorfschichten verschwinden, an der Oberfläche bleibt die Mude zurück. Bei landwirtschaftlicher Nutzung gelangen infolge der Bodenbearbeitung Mudeaggregate an die Oberfläche, so daß sich Mischhorizonte ausbilden.

Was wird untersucht?

Das Substrat als Ausgangsmaterial für die Bodenbildung wird hinsichtlich seiner chemischen (z.B. KAK, Basensättigung) und physikalischen (Trockenrohdichte, Feldkapazität) Eigenschaften untersucht.

Zur Charakterisierung der aus den verschiedenen Muddesubstraten hervorgehenden Böden werden die Horizonte kartiert. Translokationsprozesse werden anhand von Geländeansprachen identifiziert und mit Laboranalysen belegt. Ein Ziel der Arbeit ist die Ableitung von Chronosequenzen für a) oberflächlich anstehende Mudden aus abgelassenen Seen und b) oberflächennahe Mudden, die durch Mineralisierung der Decktorfschicht entstanden sind (Niedermoorfolgeböden). Die Erkenntnisse zur Pedogenese fließen in eine Klassifikation der Böden aus Mudden ein.

Bezüglich der Klassifikation der Mudden weist die KA4 bisher Defizite auf. Um nur einige Beispiele zu nennen: Es existiert zwar eine Klasse „Subhydrische Böden“ mit dem diagnostischen Horizont F, entwässerte Mudden sind jedoch keine subhydrischen Böden mehr, sie sind reliktsche subhydrische Böden. Mudden mit einem Anteil der organischen Substanz von >30% werden bisher in der Abteilung Moore eingeordnet. Daraus ergibt sich eine uneindeutige Zuordnung zu ganz verschiedenen Abteilungen und Klassen. Voraussetzung für eine Klassifizierung der Böden sind Kenntnisse zu den Horizonten und deren charakteristischen Merkmalen.

Untersuchungsgebiete

Für die Untersuchung und Beschreibung der pedogeneti-

schen Prozesse in Mudden wurden Untersuchungsflächen ausgewählt, die das Spektrum der Mudearten sowie die verschiedenen Entwicklungsstufen abdecken. Die Untersuchungsgebiete befinden sich in den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen sowie in Polen. Bisher wurden sechs Flächen kartiert, davon vier Standorte mit Kalkmude und zwei mit Lebermude.

Chronosequenzen der Bodenentwicklung

Eine Folge der Unterschiede in der Moorentwicklung sind unterschiedliche pedogenetische Stadien und daraus resultierend unterschiedliche Chronosequenzen (s. Abb. 1).

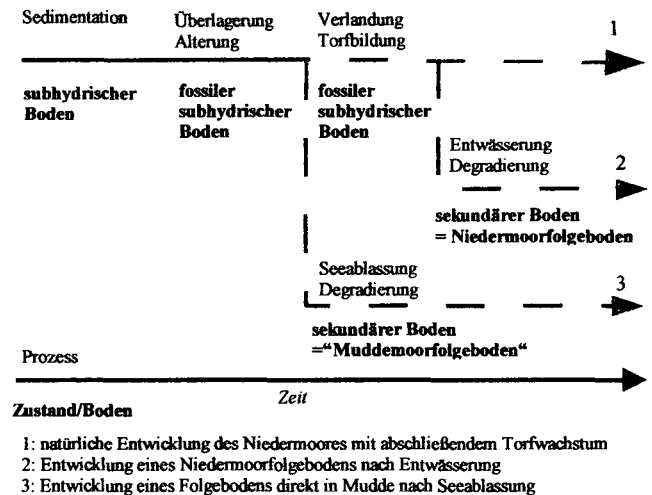


Abb. 1: Verschiedene Entwicklungstypen von Niedermooren

So finden z.B. in Torf andere Umsetzungsprozesse statt als in Mudden. Die daraus resultierenden Umsetzungsprodukte sind demzufolge anderer Art als die Umsetzungsprodukte aus Mudden, was zu Unterschieden hinsichtlich der verlagerbaren Elemente und chemischen Verbindungen führt.

Bodenbildende Prozesse

Bisher wurden folgende bodenbildende Prozesse anhand von Geländeansprachen nachgewiesen:

- Entwässerung
- Sackung
- Quellung/Schrumpfung
- Mineralisierung der organischen Substanz
- Gefügebildung
- Translokation
- Vererdung

Die Sackung ist aufgrund der geringen Trockenrohdichte der Lebermudden dort deutlich größer als in den Kalkmudden. Quellung und Schrumpfung konnte auf allen bisher untersuchten Flächen unabhängig von der Mudeart nachgewiesen werden. Die Mineralisierung der organischen Substanz ist naturgemäß aufgrund der größeren Anteile an organischer Substanz aber auch aufgrund höherer Luftkapazitäten in den Lebermudden größer als in Kalkmudden. Ein deutlicher Unterschied zwischen Kalk- und Lebermudden besteht in der Gefügebildung (siehe unten). Es findet eine Verlagerung und Ausfällung von Eisen statt, was besonders in den Kalkmudden beobachtet wurde. Die Vererdungsprozesse führen im Unterschied zu dem bisher bekannten Gefüge im Hv-Horizont von Niedermoor torfen in den Lebermudden zu einem lamellenartigen Plattengefüge.

Makrogefüge in Kalkmudden

Bisher wurden vier Moorflächen auf denen Kalkmudde ansteht, untersucht. Die Kalkmudden unterscheiden sich hinsichtlich ihres Kalkgehaltes, der Konsistenz und Zusammensetzung.

Bei tiefreichender Wasserabsenkung (im Sommer >1m) treten folgende Gefügemerkmale in Erscheinung: Auf allen Flächen bildete sich ein Grobpolyederggefüge ab ca. 20 cm Tiefe. Dieses reicht bis in eine Tiefe von ca. 80 cm und besteht aus sehr großen Gefügefragmenten, die ca. 5-10 cm groß sind. Die Gefügefragmente sind durch vertikale Schwundrisse voneinander getrennt. Die Schwundrisse sind deutlich sichtbar und erreichen cm-Breite, was zu einem sehr geringen Verfestigungsgrad führt. Bei Aushub einer Spatenprobe zerfiel diese in die einzelnen Fragmente. Die Schwundrisse sind die bevorzugten Leitbahnen für Wasser und Luft. Die in den Kalkmudden sehr häufig vorhandenen Eisenausfällungen sind an den Rissen besonders konzentriert, das Eisen bildet mm-mächtige Beläge. Die starke Fragmentierung des Gefüges führt zu einer extremen Wasserleitfähigkeit an den Rissen, während sich innerhalb der Gefügekörper das Wasser kaum bzw. sehr langsam bewegt.

Makrogefüge in Lebermudden

Bisher wurden im Rahmen der Geländearbeiten im Jahr 2001 zwei Untersuchungsflächen auf denen Lebermudde ansteht, eine vorwiegend aus den Resten abgestorbener Algen bestehenden Muddeart, kartiert und erste Laboranalysen durchgeführt.

Bei tiefreichender Wasserabsenkung (im Sommer >1m) treten folgende Gefügemerkmale in Erscheinung: In allen untersuchten Profilen tritt ab einer Tiefe von ca. 20 cm ein lamellenartiges horizontales Plattengefüge auf. Die Platten besitzen einen scherbiger Bruch. Je trockener der Boden ist, desto kleiner und dünner sind die einzelnen Platten. In feuchtem Zustand kommen zusammenhängende Lagen, die eine gummiartige Konsistenz besitzen, vor. Diese spalten bevorzugt an infolge unterschiedlicher jahreszeitlicher Ablagerungen auftretenden Schwächezonen. In trockenem Zustand kommt es zur Auflösung in cm große und nur mm-mächtige „Plättchen“. Je weiter die Bodenentwicklung voranschreitet, desto kleiner werden die Aggregate. Das Gefüge ist als sehr stabil einzuschätzen. Die Festigkeit der horizontal lagernden Schichten verhindert ein vertikales Wachstum der Pflanzenwurzeln, es kommt zur Bildung von typischen Horizontalwurzeln. Die Gefügefragmente werden durch die Pflanzenwurzeln zusammengehalten. Das Horizontalgefüge in den Lebermudden führt zu einer deutlich eingeschränkten vertikalen Wasserleitfähigkeit und damit zu ausgeprägter Staunässe, die im Frühjahr und Frühsommer des Jahres 2001 auf den Flächen beobachtet wurde. Zur besseren Befahrbarkeit und Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit der Flächen wurde nach der Seeablassung auf einer der untersuchten Flächen Sand und Mergel aufgebracht. Es hat sich gezeigt, dass schon eine wenige cm mächtige Auflage zu extremer Komprimierung und Verdichtung infolge der Auflast führt.

Biologische Aktivität in Lebermudden

In den entwässerten Lebermudden ist die biologische Aktivität sehr hoch. Geländebefunde zeigen einen hohen Regenwurmbesatz. Ebenfalls sehr ausgeprägt scheint die Aktivität von Bodensäugern zu sein. Zum einen wurden

sehr viele und sehr große Maulwurfshügel gesichtet und im Profil selbst sind vielfach Krotowinen vorhanden.

Identifizierte Horizonte und deren Eigenschaften

Bisher wurden folgende Horizonte identifiziert:

- Pflughorizonte
- Auflagehorizonte (meist anthropogen, z.B. Mergel)
- Stauhohizonte
- Go/Gr
- Axh, Axa?
- teilweise extreme Rotfärbungen und Eisenkonkretionen

Im Vergleich zu Niedermoor wurden Vermulmungs- und Vererdungshorizonte bisher nicht gefunden, während Aggregierungs- und Schrumpfungshorizonte vorkommen.

Welche Böden entstehen?

Legt man die Bodenkundliche Kartieranleitung bei der Ableitung von Bodentypen zugrunde, können aus Mudden u.a. folgende Böden entstehen:

- anthropogene Böden? Kolluvisole
- Gley
- Pseudogley?
- reliktscher Gley, bei extremer Grundwasserabsenkung
- Rendzina/Pararendzina?
- Niedermoor
- schwarzerde-ähnliche Böden --> Axh

Zusammenfassung und Ausblick

Bodengenese

Es haben sich unterschiedliche Horizontausprägungen in Kalkmudde und Lebermudde gezeigt und viele verschiedene Horizonte lassen sich diagnostizieren.

Die hohe biologische Aktivität führt zu einer raschen Bodenentwicklung.

Bodensystematik

Bei der Bodenansprache in Mudden werden die Grenzbereiche der derzeitigen in der BRD verbindlichen Systematik – der KA4 – erreicht.

Während für subhydrische Böden das Horizontsymbol F verwendet wird, gibt es bisher kein Horizontsymbol für entwässerte Mudden. Behelfsweise werden entwässerte Mudden als reliktsche subhydrische Horizonte (rF) angesprochen.

Der Buchstabe F wird synonym verwendet, nämlich als Horizontsymbol für subhydrische Horizonte und zugleich als Symbol für das *Substrat* Mudde.

Methodik

Die Variabilität der bodenphysikalischen Parameter ist sehr hoch (z.B. kf). Daher müssen möglichst Untersuchungen im Gelände mit Laboranalysen kombiniert werden (z.B. kf im Labor nach HANUS und im Gelände mittels der Geländebohrlochmethode).

Was wird zukünftig getan?

In der kommenden Saison wird eine weitere Kartierung der Horizonte stattfinden.

Ausgewählte chemische (KAK, Basensättigung) und physikalische Bodenkennwerte (kf, pf, Textur) werden analysiert.

Die Untersuchungen zum Gefüge werden weitergeführt.

Einzugsgebietsbezogene Standortanalyse für Boden- und Gewässerschutz (Uecker)

Detlef Deumlich, Jürgen Thiere, Hannes-I. Reuter & Lidia Völker¹

Zielstellung:

Stoffeinträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen tragen maßgeblich zu den Belastungen aquatischer Ökosysteme aus diffusen Quellen bei. Die Substrat-, Hangneigungs- und Hydro-morphieeigenschaften der Böden beeinflussen neben der Witterung und der Bewirtschaftung den Transportpfad Erosion. Für das Einzugsgebiet der Uecker (2416 km² GIS-TF) und seiner Teileinzugsgebiete wird die Verwendung von Standortinformationen in verschiedenen Skalen zur Ausgrenzung von Problemgebieten, die zum Eintrag durch Wassererosion und Belastung benachbarter Ökosysteme beitragen können, demonstriert. In thematischen Karten zur Erosionsgefährdung werden aggregierte Informationen zum Problem Wassererosion zusammengefasst.

Methodik:

Das GIS ArcInfo wird genutzt, um für das Merkmal Bodenerosion relevante Flächen nach ihrem Gefährdungs- und Eintragspotential flächen- und lagemäßig zu erfassen. Daten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) (Lieberoth, 1982), hydrologischer Übersichtskarten und der Biotoptypenkartierung dienen als Basisinformationen. Die VERgleichsMethOde STandort (VERMOST) wird zum Gebietsvergleich genutzt (Thiere et al. 1991). Das digitale Geländemodell (DGM25) wurde zur Charakterisierung der Gefährdung für ein Teileinzugsgebiet verwendet.

Ergebnis:

Bodeninformationen zu Substrat und Hangneigung gestatten unter Nutzung von Verknüpfungsalgorithmen einen ersten Überblick über die potentielle Wassererosionsgefährdung. Um Rangfolgen der potentiellen Erosionsgefährdung von Teileinzugsgebieten der Uecker zu erzeugen, müssen deren Grenzen im GIS verfügbar sein. Der Verschneidung der einzelnen Themen folgt die Aufbereitung der Daten für die Vergleichsmethode Standort (Thiere et al. 1991, Deumlich et al. 1997). Den Gefährdungsstufen sind Ver-

gleichsstufen zugeordnet. Im Ergebnis der Be-

$$\text{Vergleichsindex} = \frac{\sum_{i=1}^5 \text{Vergleichsstufe}_i \cdot \text{Flächenanteil}_i}{5} \quad (1)$$

rechnungen nach Gl. 1 können Reihungen nach dem Vergleichsindex (IND) zwischen 0 und 100 oder darauf bezogene Gruppierungen zu Klassen (IK) als aggregierte Informationen in Tabellen gelistet (Tab. 1 u. 2) oder in einem kleineren Maßstab (für Teileinzugsgebiete) abgebildet werden.

	Vergleichsstufe									IND
	EZG	0	2	3	4	5	DG	DP	IK	
Quillow	13	15	26	34	26	0	1	324	3	51
Teil-	131	10	14	27	50	0	2	432	3	62
EZG	134	5	21	46	28	0	2	342	3	58
des	135	16	36	24	24	0	1	230	3	48
Quillow	137	22	25	33	21	0	1	320	3	46
	138	20	34	39	7	0	1	320	2	43

Tab. 1: VERMOST-Ergebnis für das Quilloweinzugsgebiet

Häufig sind jedoch Daten zu den direkten Einträgen in die Gewässer erforderlich. Die Nutzung von Informationen zu Stand- und Fließgewässern im GIS, deren gebietstypische Pufferung und Verschneidung mit der erosionsgefährdeten Fläche kann nähere Informationen dafür bereitstellen. Der Anteil der fließgewässernahen erosionsgefährdeten Flächen innerhalb des Pufferbereichs (300 m um Standgewässer bzw. rechts/links der Fließgewässer) am Gesamteinzugsgebiet der Uecker beträgt ca. 35 % (Tab. 2), der des Teileinzugsgebiets Quillow ca. 40 %.

Erosionsgefährdung	mäßig	stark	sehr stark	Summe
Vergleichsstufe (VST)	3	4	5	
fließgewässernah	11,6	9,5	0,2	21,3
standgewässernah	1,7	3,0	0,1	4,8
gewässerfern		8,4	0,7	9,1
GIS-LN = 176.456 ha		Summe		35,2

Tab. 2: Flächenanteile potentieller Wassererosion im Ueckereinzugsgebiet

Durch die Integration großmaßstäbiger Informationen (linearer und anderer Strukturelemente wie Wegenetz, Hecken, Baumreihen etc.) aus der Biotoptypenkartierung in digitale Geländemodelle besteht die Möglichkeit zur weiteren Informationsverbesserung. Die Analyse des DGM25 für

¹ Institut für Bodenlandschaftsforschung, ZALF Müncheberg e.V., Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg
e-mail: ddeumlich@zalf.de

das gesamte Quillowgebiet spiegelt das Relief wider, kann aber kleinere Abflussbahnen nicht mehr abbilden. Die bei größeren Erosionsereignissen immer wiederkehrenden Abflussbahnen werden bei der Reliefanalyse für das DGM25 gut abgebildet. Es kann eingeschätzt werden, dass das DGM und die Kenntnis der mittleren Boden- und Klimabedingungen bereits grundlegende Einschätzungen zum Erosionspotential für das Gebiet ermöglicht.

ten der Erosionsgefährdung. Die Ergebnisse können durch regionale Entscheidungsträger als Planungsgrundlagen genutzt werden. Die VERgleichsMethOde STandort (VERMOST) ist ein geeignetes Werkzeug zur Klassifizierung und Reihung von Gefährdungen hinsichtlich des Boden- und Gewässerschutzes für verschiedene Bezugsbasen. Informationen aus untergeordneten Skalen werden in größeren Skalen aggregiert vorgehalten.

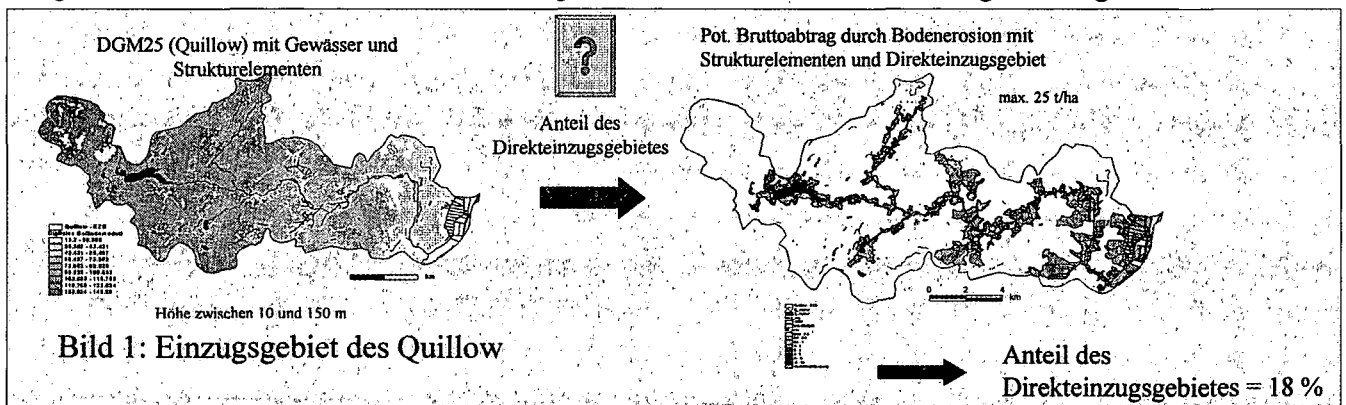
Tabelle 3: Ergebnis der Reliefanalyse: Mittlere und maximale Hanglängen im Quillowgebiet (Basis DGM25)

TEZG	Hanglänge (\bar{x}) in m Strukturberücksichtigung		Verhältnis (mit/ohne) in %		Hanglänge (max.) in m Strukturberücksichtigung		Verhältnis (mit/ohne) in %	
	ohne	mit	Hanglänge	Bodenabtrag	ohne	mit	Hanglänge	Bodenabtrag
1 - 3	48	46	96	98	638	638	100	100
4	39	37	95	97	472	379	80	90
5 - 6	51	47	92	96	850	458	54	73
7	58	53	91	96	864	722	84	91
8	75	65	87	93	1371	960	70	84

Zusätzliche Informationen zur Infrastruktur, d.h. linearen und anderen Elementen, die Stoffflüsse unterbrechen können, führen zu einer Verbesserung der Resultate. So wird durch Wege und

Für genauere teileinzugsgebietspezifische Aussagen sind weitere Informationen in größeren Maßstäben erforderlich.

Unterschiedliche Fragestellungen erfordern un-



natürliche Strukturelemente (Baumreihen etc.) in dem untersuchten Gebiet die mittlere und maximale Hanglänge in den einzelnen Teileinzugsgebieten (TEZG) verändert (Tab. 3, Bild 1).

Für das Aussageziel „Beurteilung der Erosionsgefährdung von Einzugsgebieten“ unter Nutzung des DGM25 enthält die MMK ausreichende Basisinformationen für Bodeneigenschaften. Sollen prozessbasierte Modelle eingesetzt werden, müssen höher aufgelöste Informationen verfügbar sein. Sie erfordern aber auch eine höhere Qualität der weiteren Eingangsdaten.

Schlussfolgerungen:

Bodeninformationen im mittleren Maßstab (MMK) bieten eine gute Grundlage für Übersich-

terschiedliche Herangehensweise zu ihrer Lösung. Das gewünschte Ziel der Aussage entscheidet über die Auswahl des Modells bzw. des Modelltyps. Tiefere Analysen erfordern einen höheren Aufwand bei der Datenbeschaffung und -aufbereitung.

Literatur:

- LIEBEROTH, I (1982): Bodenkunde. Dt. Landwirtschaftsverlag, Berlin, 432 S.
- THIERE, J.; M. ALTERMANN; I. LIEBEROTH U. D. RAU (1991): Zur Beurteilung landwirtschaftlicher Nutzflächen nach technologisch wirksamen Standortbedingungen. Arch. Acker- Pflanzbau Bodenkd.; Berlin 35 (3), S. 171-183
- DEUMLICH, D., J. THIERE & L. VÖLKER (1997): Vergleich zweier Methoden zur Beurteilung der Wassererosionsgefährdung von Wassereinzugsgebieten. - Wasser & Boden, Berlin (Parey) 49, S. 46-51

Bodenkundliche Legendendatenbank – Bodenkundliche Landesaufnahme zwischen Gelände und GIS-Kompatibilität

ELKE DIETZ

1 Einführung

Bayern wird derzeit im Maßstab 1 : 25 000 bodenkundlich kartiert. Für die Erstellung dieser Konzeptbodenkarten (KBK 25) eröffnet die EDV eine Vielzahl neuer Möglichkeiten (GIS-Anwendungen) von Datenbankprogrammen bis hin zu Arc-View Anwendungen. In die Erstellung einer Bodenkarte gehen zahlreiche analoge und digitale Bausteine ein. Neben der bodenkundlichen Landesaufnahme im Gelände sind Informationen aus geologischen, hydrogeologischen, forst- und standortkundlichen Karten (analog oder digital) sowie eine detaillierte, gut strukturierte Rahmenlegende wichtig. Aus diesen Daten wird zunächst eine Protokarte erstellt, die im Gelände verifiziert wird. Die Intension war es, die bodenkundliche Landesaufnahme EDV-, insbesondere GIS-kompatibel zu gestalten. In diesem Zusammenhang wurde mit der Legendendatenbank ein praktisches Werkzeug zur Legendenverwaltung geschaffen, das die Recherchierbarkeit innerhalb der Legende ermöglicht, die Erstellung von neuen Legendeneinheiten systematisiert und die Verknüpfung mit und Integration der Legende in GIS-Anwendungen erleichtert.

2 Vorgehensweise und Strukturierung

Trotz der zahlreichen wertvollen digitalen Möglichkeiten ist eine solide bodenkundliche Landesaufnahme im Gelände unverzichtbar.

Zunächst werden, basierend auf geologischen, morphologische und hydrogeologischen Kriterien Legendeneinheiten entworfen und anschließend im Gelände verifiziert. Dies erfolgt durch eine bodenkundliche Übersichtskartierung bei der die Variabilität einer Legendeneinheit erfasst wird.

Ist diese abgeschlossen so sind die daraus resultierenden Legendeneinheiten so eng gefasst, dass sie meist nur ein oder zwei Bodenformen enthalten. Bei der anschließenden flächigen bodenkundlichen Kartierung wird jeder Bohrpunkt einer Legendeneinheit zugeordnet. Bisher wurden die Bohrpunkte und die zugehörigen Daten analog erfasst. Mit dem Kartierpunkt-Erfassungsprogramm (HAMMERL 2001 unveröff.) ist eine digitale Bohrpunkterfassung direkt im Gelände möglich. Das Programm ist mit GIS-Applikationen verknüpft, so dass thematische Karten (z.B. Bodenschätzung, Geol. Karten etc.) direkt im Gelände zu Beurteilung und Unterstützung der Kartierung heranzuziehen sind. Das Kartierpunkterfassungsprogramm bildet die Schnittstelle zum digitalen Legendendatenbanksystem und zum bodenkundlichen Datenpool. Der digitale bodenkundliche Datenpool gliedert sich in mehrere Teilbereiche. Der zentrale Teil wird durch die Legendendatenbank (Abb. 1) gebildet. Sie besteht aus einer Grundtabelle, die über das Grundformular, das die Stammdaten einer Legendeneinheit enthält (z.B. Legendentext, bodensystematische und substratsystematische Einheit, Nutzung Reliefposition, Verbreitung) und zwei Unterformularen angesteuert wird. Das eine Unterformular enthält die Bodeneigenschaften (z.B. Hydromorphie, Korngrößenzusammensetzung), das andere die Substrateigenschaften (z.B. Petrographie, Stratigraphie, Art der Überdeckung, Überdeckungsmächtigkeit). Eine Systematisierung der Eingabe wurde dadurch erreicht, dass dem Anwender meist nur eine begrenzte Auswahl an Eingabemöglichkeiten zur Verfügung stehen. Sie wurden z.B. für die Bodenart oder auch die Überdeckungsmächtigkeit aus den Tabelle der KA4 übernommen. Der Legendendatenbank sind der Datenpool der geologischen Ausgangssubstrate, der Datenpool der Bodenprofilbilddatenbank und der Datenpool der Kartierpunkte (aus dem Kartierpunkterfassungsprogramm) angegliedert. Jeder Datenpool bildet eine eigene Datenbank, die mit der Legendendatenbank verknüpft ist. Alles zusammen stellt das Legendendatenbanksystem dar und ist beliebig erweiterbar. Neben Tabellen zu Datenhaltung enthält es Formulare zur anwenderfreundlichen

und systematisierten Dateneingabe sowie Berichte, die eine übersichtlich strukturierte Datenausgabe ermöglichen. Aus der Legendendatenbank können die Texte der Kartenrandlegende in Form von Tabellen ausgelesen und in ArcInfo, in dem die bodenkundlichen Karten erstellt werden, eingelesen werden.

Von der Legendendatenbank aus ist eine Verknüpfung zum Datenpool der Referenzprofile sowie eine Ansteuerung von Arc-View in Arbeit. Ein Historienverwaltung der Legende, soll als eigene Datenbank den bisherigen Datenpool in Zukunft ergänzen.

3 Ausbaukonzepte und Integration ins BIS

Das Legendendatenbanksystem wurde in ACCESS 2000 erstellt. Es soll und kann ein Bodeninformationssystem (BIS) nicht ersetzen, es kann jedoch als eine Art Vorläufer im Bereich der Legendenverwaltung gesehen werden. Sein struktureller Aufbau erlaubt es Teilbereiche in das künftige BIS zu integrieren.

4 Danksagung

Die Ergebnisse wurden im Rahmen des Projektes „Beschleunigte Erstellung der Bodenübersichtskarte (BÜK200)“ erarbeitet und finanziert durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

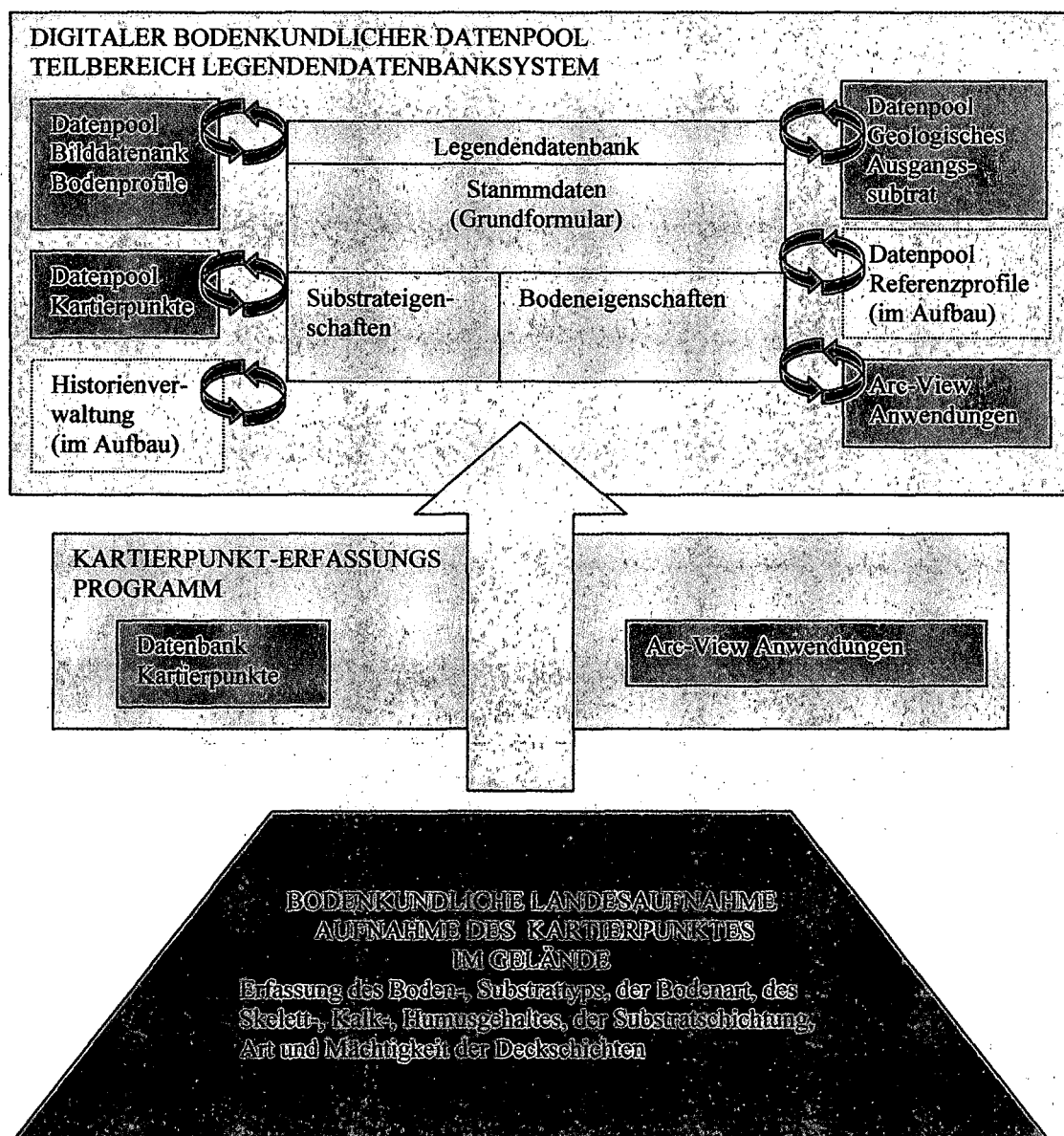


Abb. 1: Schema des Datenflusses aus der bodenkundlichen Kartierung vom Gelände in den Datenpool Bodenkunde unter Berücksichtigung der Struktur des Legendendatenbanksystems.

Penetrometer-Widerstände in Abhängigkeit von Bodenhorizonten, der Reichsbodenschätzung und Daten der DGPS-Ertragskartierung

Dobers, E.S.*; Meyer, B.**

Problemstellung

Zur Beschreibung von physikalischen Bodeneigenschaften werden vielfach Penetrometer eingesetzt (HARTGE ET AL. 1985). Unklar ist, inwieweit die automatisierte Messung und Auswertung von Penetrometer-Widerständen (PW) für die Beschreibung von landwirtschaftlichen Praxisschlägen geeignet ist und welchen Einfluß unterschiedliche Bodeneigenschaften auf die Messergebnisse besitzen.

Folgende Fragestellungen werden untersucht:

1. Wie lassen sich Penetrometer-Widerstände im Hinblick auf unterschiedliche Bodenhorizonte interpretieren?
2. Gibt es Zusammenhänge zwischen flächenhaften Informationen (Reichsbodenschätzung, Ertragskarten) und punktuellen Penetrometermessungen?
3. Lassen sich die Ergebnisse für die Planung, Entwicklung und/oder langfristige Steuerung von ortsspezifischen Landnutzungssystemen verwenden?

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Fläming in Brandenburg. Das Ausgangsmaterial der Bodenbildung ist grobschluffreicher Löss (Ø ca. 70 cm Mächtigkeit) über glazifluvialen Sanden des Warthestadials. Vorherrschender Bodentyp sind Parabraunerden mit z.T. mächtigen Al-Horizonten. Wassererosion hat die Lössauflage meist verringert bzw. gänzlich abgetragen.

Die PW-Messungen erfolgten mit einem automatischen, schaftreibungsfreien Penetrometer (Eigenkonstruktion der Fa. AgriCon, Jahna). Nähere Angaben zum verwendeten Verfahren sind bei DOBERS & MEYER 2000 publiziert. Die PW-Daten wurden mit einem Computer erfasst, die Messpunkte begleitend mit einem DGPS-Empfänger eingemessen (Genauigkeit < 1m). Alle Daten wurden im Rahmen des brandenburgischen Landesprojektprojektes "Reduzierte Bodenbearbeitung" erhoben.

Der Messzeitraum betrug 3 Tage im März 2000. Die Böden waren bis zur Feldkapazität gesättigt. Ein langjährig einheitlich bewirtschaftetes Winterweizenfeld wurde im 20m-Quadratgitter (ohne Wiederholungsmessungen) beprobt. Des weiteren erfolgten an über 150 Einzelpunkten auf verschiedenen Feldern Messungen mit zweifacher Wiederholung. An diesen Punkten wurde mit dem Pürckhauer Bohrstock eine Bodenprofilansprache bis 1 m Tiefe vorgenommen.

Die Widerstandsdaten wurden in einer ACCESS-Datenbank automatisiert aufbereitet und je Messpunkt hinsichtlich "Tiefe des Substratwechsels Löss-Sand" und "Pflugsohleneigenschaften" untersucht (absolute Widerstandswerte, Gradienten(-änderungen)). Die Ergebnisse wurden im Geographischen Informationssystem mit Daten der Reichsbodenschätzung (RBS) und Ertragskarten der Jahre 1999 und 2000 kombiniert. Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Softwarepaket SPSS 6.0.

Bei der Datenbankauswertung kamen die folgenden Kriterien zur Anwendung:

Kategorie I - "Substratwechsel Löss-Sand"

- I a: Tiefe des Messabbruches wegen Überlast
- I b: minimale Tiefe mit Werten > 1500 Newton
- I c: minimale Tiefe mit Gradienten > 300 N/cm
- I d: minimale Tiefe (> 29cm) mit Werten > 1000N
- I e: minimale Tiefe (unterhalb der Pflugsohle) mit Gradienten > 60 N/cm

Kategorie II - "Pflugsohlenkennzeichnung"

- II a: minimale Tiefe ($22 < x < 40$), mit einem Gradienten > 45 N/cm (Beginn der Pflugsohle)
- II b: minimale Tiefe ($x > II_a$), in der ein Vorzeichenwechsel des Gradienten eintritt (Tiefe des maximalen Pflugsohlen-Widerstandes)
- II c: maximale Tiefe ($II_b < x < II_b+15$) mit negativem Gradienten und Rechtskrümmung der Widerstandskurve (Ende der Pflugsohle)

Ergebnisse

Profilsprachen & Penetrometerwiderstände (5cm-Stufen)

Auf Löss- und auf Sandböden gibt es typische PW-Niveaus. Die Widerstände auf Sandböden liegen im allgemeinen deutlich über dem Wertenniveau von Böden aus Löss. Die Daten waren grundsätzlich rechtsschief verteilt, weshalb die Mediane als Lagemaß wiedergegeben sind (Abb.1). Statistische Verrechnungen erfolgten mit logarithmierten PW-Werten.

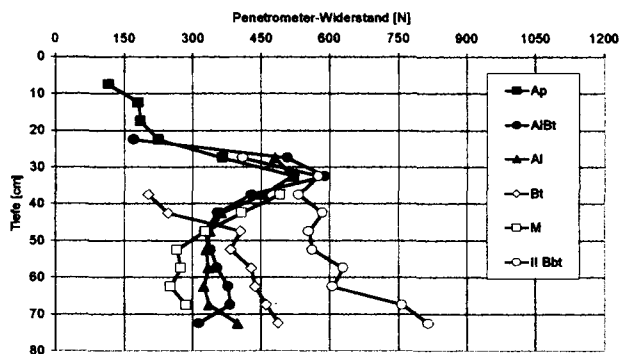


Abb.1: Mediane der Penetrometer-Widerstände in verschiedenen Löss- und Sandboden-Horizonten und -tiefen der Bohrstock-Profile (je 5 cm)

Löss-Unterboden PW (> 45 cm Tiefe) unterscheiden sich in verschiedenen Horizonten nur wenig, waren aber ab einer Tiefe von 45 cm signifikant geringer als in Sand-Horizonten. Auffällig war, daß im Bereich von 35-50 cm Tiefe Al- und Ah- gegenüber AlBt-Horizonten höhere PW zeigte. Diese Unterschiede waren nicht immer signifikant. Unterhalb von 50 cm war die Reihenfolge der PW-Horizontmittelwerte durchgehend $Ah < Al < AlBt < Bt \ll II Bbt$. Im Bereich der Pflugsohle (28-43 cm Tiefe) lassen sich die Horizonte und Substrate mittels der Penetrationsdaten nicht eindeutig trennen.

Ursache für die hohen PW im krumennahen Al-Horizont kann die fast vollständig fehlende Aggregation sein, da die Tongehalte mit ca. 5% sehr gering sind. Dadurch wird das Bodenmaterial sehr verdichtungsanfällig gegenüber mechanischer Belastung und besitzt zudem nur wenig natürliche Regenerationsfähigkeit (Quellung, Schrumpfung, Frostprozesse).

Die hohen PW im Ap-Material direkt unterhalb der rezenten Krume sind möglicherweise aus der Kombination von geringen bis mittleren Tongehalten (7-12 %) und mechanischer Belastung (Kausalität s.o.) sowie eingewaschenem Ton aus oberhalb sich befindenden Horizonten zu erklären (Einlagerungsverdichtung).

Automatisierte PW-Datenauswertung

Die automatisierte Ermittlung der Tiefe des Löss/Sand-Substratwechsels (Kategorien I a bis I e) zeigte allgemein nur wenig verlässliche Übereinstimmung mit den Bohrstockansprachen (R^2 der linearen Korrelation < 0.25), traf vereinzelt allerdings sehr genau zu. Allgemein war für die Gesamtfeldbeprobung ein Substratwechsel laut PW-Analyse vermehrt im Bereich von 55 bis 73 cm zu finden. An 17% der Messpunkte zeigte keines der Kriterien einen Substratwechsel an.

*) Nuthequelle GmbH, Wölmsdorfer Weg 3a, D-14913 Niedergrörsdorf; Nuthequelle@t-online.de

***) Institut für Bodenwissenschaften, Universität Göttingen, v.-Siebold-Straße 4, D-37075 Göttingen

Diesen Orten wurde pauschal eine Löss-Mächtigkeit von 85 cm zugewiesen (Abb.2). Der erste Höhepunkt der Mächtigkeitsverteilungskurve (ca. 42 cm Tiefe) ist auf unsichere Ansprache des Substratwechsels im Bereich der Pflugsohle zurückzuführen.

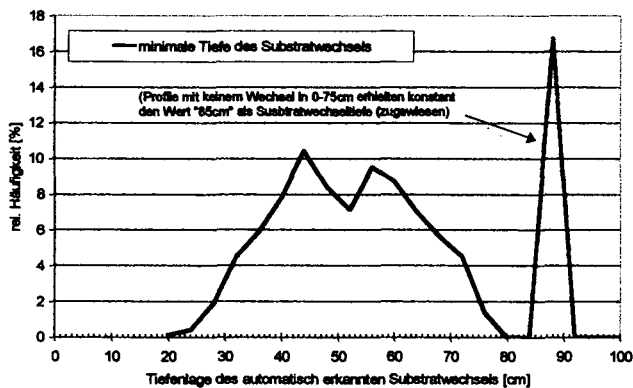


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der automatisch aus PW ermittelten Tiefe des Löss-Sand-Wechsels (Feld: "Streitländer"; n=999)

Die aus den PW-Messungen ermittelten Sandlöss-Mächtigkeiten in einzelnen Arealen der Reichsbodenschätzung waren sehr unterschiedlich (Abb.3). Plausibel erscheint auf den ersten Blick nur der tendenzielle Anstieg in den Mächtigkeiten von der Bodenzahl 49 bis 65. Für Areale mit einer Bewertung unter 49 Bodenpunkten wurden z.T. mächtige Löss-Auflagen abgeleitet.

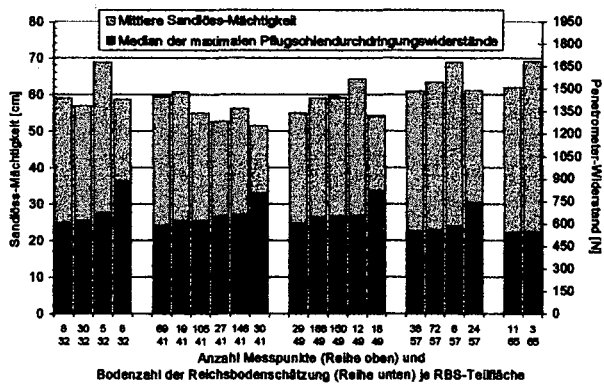


Abb. 3: Mediane der maximalen PW in der Pflugsohle und die abgeleitete mittlere Löss-Mächtigkeit einzelner RBS-Areale auf dem Feld "Streitländer"

An diesen Standorten ist die Lössauflage meist vollständig erodiert. Da die Kriterien I_a bis I_e z.T. erst ab einer gewissen Tiefe wirksam werden und Ton-Bänderungen und Steinlagen PW-Gradienten hervorrufen, die mit Löss-Sand-Wechsel nichts zu tun haben, sind die mit dieser Methode gewonnenen Ergebnisse für die gering bewerteten RBS-Areale grundsätzlich mit hoher Unsicherheit behaftet.

Die maximalen Pflugsohlen-PW variieren ebenfalls erheblich innerhalb einer Bodenzahl-Klasse. Tendenziell sinken die maximalen PW mit steigender Bodenzahl (Abb. 3). Zwischen der abgeleiteten Löss-Mächtigkeit und den maximalen Widerständen in der Pflugsohle besteht z.T. eine reziproke Beziehung. Dies ist v.a. auf den Arealen der Bodenzahl 41 zu beobachten. Dafür könnte die Ursache sein, dass der hoch anstehende Sand unter der geringen Lössdecke als eine Art Widerlager für mechanische Beanspruchung wirkt und es somit zu stärkeren Kompaktierungen im darüber liegende Bereich kommt. Zudem kann eine sandigere Löss-Form (z.B. durch Sand-Einwehung von Randbereichen entstanden) aufgrund geringerer Aggregat-Stabilität noch empfindlicher auf Belastungen reagieren.

Bei den mit geringen Bodenzahlen bewerteten Arealen haben die PW in der Pflugsohle einen anscheinend nur geringen Einfluß auf die Ertragshöhe. Wichtiger für die Ertragsbildung ist auf diesen Böden die nutzbare Feldkapazität.

Eine Beschränkung der Pflugsohlen-PW-Auswertung auf die Messpunkte, an denen die Substratwechselsprache mehr als 60

cm Löss-Auflage ausgewiesen hat, ist in Verbindung mit den an diesen Orten ermittelten Winterweizen-Erträgen der Jahre 1999 und 2000 in Abb. 4 dargestellt. Die Ertragsverhältnisse der einzelnen RBS-Areale sind in beiden Jahren nahezu gleich.

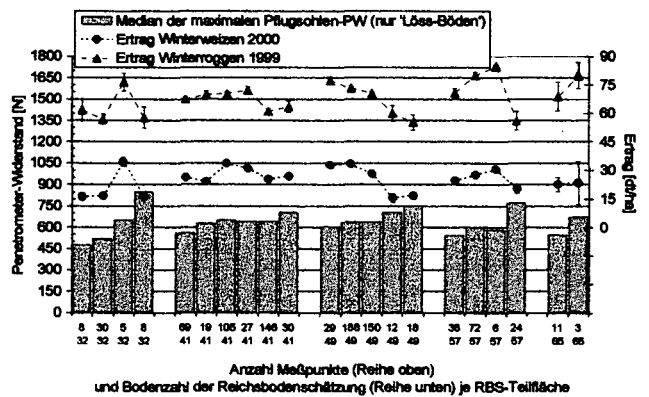


Abb. 4: Mediane der Pflugsohlen-PW und mittlere Weizen-Erträge der RBS-Teilflächen an Messpunkten mit automatisierter Substratwechsel-Erkennung in > 60 cm Tiefe (Feld "Streitländer")

Betrachtet man die RBS-Areale mit hohen Pflugsohlen-PW und gleichzeitig geringen Erträgen der Bodenzahlklassen 49 bis 65 näher, so fällt im Flächenverband auf, daß diese Gebiete alle benachbart sind. Eine Überprüfung anhand von Luftbildaufnahmen von 1945 und 1953 weist diese Gebiete als eine Bewirtschaftungseinheit aus. Da im Zuge der Bodenreform der DDR die absoluten Größen der landwirtschaftlichen Produktionsschläge stetig wuchsen, fand in den letzten Jahrzehnten wahrscheinlich eine mehr oder minder einheitliche Bewirtschaftung aller hier untersuchten RBS-Areale des Feldes statt. Somit wäre es denkbar, daß sich bewirtschaftungsbedingte Pflugsohlen-Verdichtungen über mehrere Jahrzehnte erhalten haben. Daß Bodenstruktur-Unterschiede sehr stabil sein können, zeigen auch auf aktuellen Luftbildaufnahmen von Wintergetreidebeständen erkennbare, alte Wegenetze, die schon mehrere Jahrzehnte nicht mehr genutzt werden. Über bewirtschaftungsbedingte Bodenstruktur-Unterschiede auf unterschiedlichen Raumskalen berichten verschiedene Autoren (z.B. Hartge et al. 1985; Edwards 1988; Dobers & Meyer 2000). Ob sich aus diesen Ergebnissen von Praxis-Schlägen ertragsrelevante Grenzwerte für Pflugsohlen-PW ableiten lassen ist fraglich, da auch z.B. ein unterschiedlicher Nährstoffstatus und weitere Faktoren beeinflussend sein können.

Eine Überprüfung des dritten Areals mit der Bodenzahl 32 (Abb. 4), das deutlich höhere Erträge aufweist, zeigte, daß dieses RBS-Areal eine nur kleine Fläche einnimmt, durchgehend von 49er-Bereichen umgeben ist und in einer Luftbildaufnahme vom Juni 1945 keine andere Pflanzenbestands-Schattierung als die umgebenden Gebiete erkennen läßt. Somit wird es sich wahrscheinlich um eine auf der Methode der Bodenschätzung beruhende Fehlansprache handeln (ungenauere Grenzziehung). Aufgrund der Georeferenzierung der Messungen ist es jedoch möglich, die hier dargestellten Zusammenhänge über weitere Jahre zu verfolgen, um z.B. Entscheidungen über meliorative Massnahmen vorzubereiten, die Wirksamkeit einer durchgeführten Bodenlockerung zu überprüfen, oder allgemein die Landnutzung weiter zu optimieren.

Literatur:

Dobers, E.S.; Meyer, B. 2000: Analysis of Georeferenced Grid-Measurements with a Cone-Penetrometer on Sandloess Soils. In: Birkás, M.; Gyurica, Cs.; Farkas, Cs.; Gece, M. (ed.) Proc. of 2nd Workshop and Intern. Conf. on Soil Compaction, 29.-31.7.2000, Gödöllő, 209-213
 Edwards, L.M. 1988: The effects of slope position and cropping sequence on soil physical properties in Prince Edward Island. Can. J. Soil. Sci. 68: 763-774
 Hartge, K.H.; Bohne, H.; Schrey, H.P.; Extra, H. 1985: Penetrometer Measurements for Screening Soil Physical Variability. Soil Tillage Res., 5: 343-350

Der Einfluss von Makroporen auf die Wasserleitfähigkeit von Böden -Fallstudie anhand verdichteter Böden-

Christine DORNAUF und Wolfgang BURGHARDT

1 Einleitung

Der hohe Anteil an versiegelten Flächen in städtischen Gebieten verursacht einen hohen oberflächlichen Abfluss von Niederschlagswasser und dessen Einleitung in diverse Vorfluter. Die dezentrale Versickerung von Regenwasser ist eine sinnvolle Strategie zur Reduzierung dieses Problems. Die hier vorgestellte Untersuchung beschäftigt sich mit dem Einfluss von Bioporen und anderen Bodeneigenschaften auf die Wasserdurchlässigkeit und das Infiltrationsvermögen von Böden.

2 Untersuchungsgebiet und Methoden

Zwei der Untersuchungsstandorte befanden sich auf einer Baustelle, hier war der Boden verdichtet. Sie unterschieden sich durch den Grad der mechanischen Belastung. Ein Standort (nachfolgend als „Baustelle“ bezeichnet) diente als Lagerstätte für Baumaterial. Der andere Standort diente als Baustraße, welche durch häufiges Befahren mit schweren Baufahrzeugen belastet war. Als Vergleichsstandort diente ein Acker, der sich in direkter Nachbarschaft zur Baustelle befand. Die Textur der Böden war lehmig, im Untergrund sandig.

Die Untersuchung beinhaltete folgende Bodeneigenschaften: Infiltrationsrate (IR), Infiltrationsbilder, Lagerungsdichte (Ld) sowie die Bodenart. Des Weiteren wurde die Wasserleitfähigkeit (kf) in ungestörten Stechringproben, anhand derer außerdem die sichtbaren Makroporen (0,5-6 mm Durchmesser) des entsprechenden Bodenhorizontes gezählt wurden. Die relative Anzahl an sichtbaren Proben (Mp) ergab sich aus der Summe der ausgezählten Poren geteilt durch die Anzahl der Proben des entsprechenden Horizontes.

3 Ergebnisse

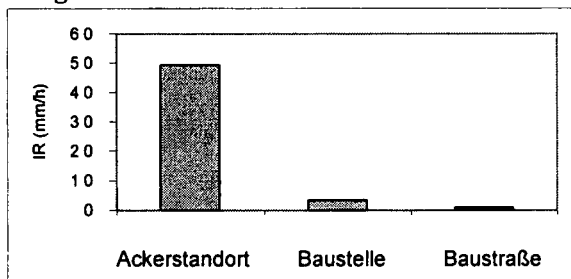


Abb. 1: Infiltrationsraten der untersuchten Standorte.

Die Infiltrationsrate der Standorte auf der Baustelle war deutlich geringer, als die Infiltrationsrate des Ackerstandortes (siehe Abbildung 1).

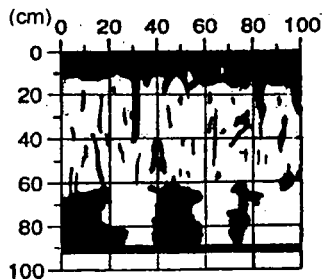


Abb. 2: Infiltrationsbild des Ackerprofils (Schema nach Flury et al., 1994, geändert).

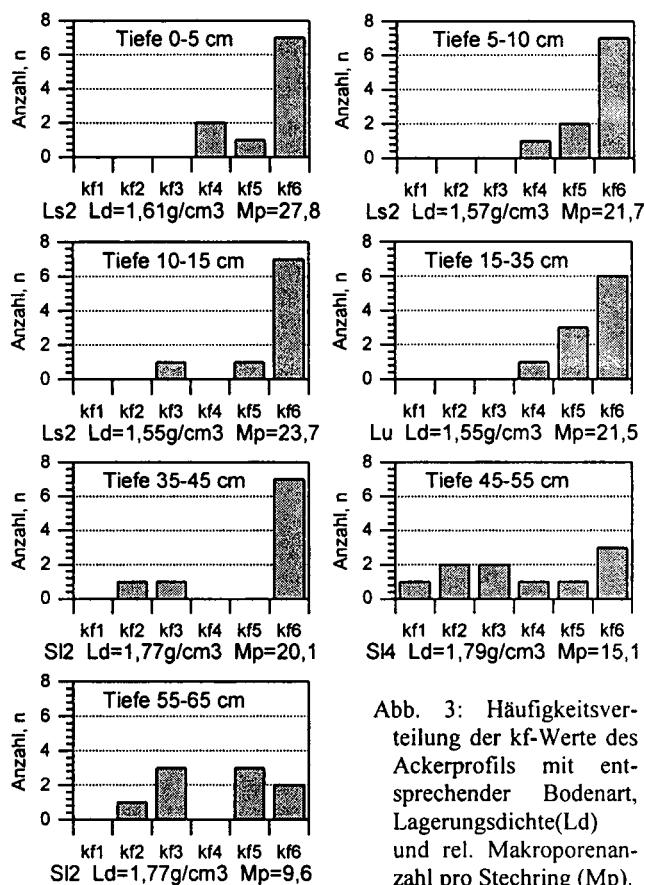


Abb. 3: Häufigkeitsverteilung der kf-Werte des Ackerprofils mit entsprechender Bodenart, Lagerungsdichte(Ld) und rel. Makroporenanzahl pro Stechring (Mp).

Das Infiltrationsbild des Ackerstandortes ist dargestellt in Abbildung 2. In 5-10 cm Tiefe geht der Transport der wässrigen Lösung von der Matrix über in präferenzielle Fließpfade, die vor allem aus Bioporen bestehen.

Die Infiltrationsbilder der Baustellenböden (Abb. 4 und 6) zeigen kaum präferenzielle Fließpfade. Die farbige Lösung drang als homogene Front in den Boden ein. Nur die Stelle, an der die Wurzeln einer einzelnen Pflanze die verdichtete Schicht durchdringen, sind Fließpfade in tiefere Bodenhorizonte zu erkennen (siehe rechte Seite von Abb. 4). Das Fehlen von Bioporen verhindert eine weitergehende Infiltration des Wassers in tiefere Bodenhorizonte.

Die Abbildungen 3, 5 und 7 zeigen die Verteilung der untersuchten Probe je Tiefe auf die unterschiedlichen

kf-Klassen, eingeteilt nach der ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982). Die meisten der untersuchten Stechringproben des gesamten Ackerprofils liegen im Bereich von kf6 (äußerst hoch). Werte im Bereich kf1 bis kf4 (sehr gering bis hoch) sind selten. Die Verteilung der kf-Werte der Baustellenböden liegen bis in eine Tiefe von 10 cm vor allem in den geringen kf-Klassen. Eine höhere Wasserleitfähigkeit in tieferen Bereichen geht einher mit einer steigenden Anzahl an Makroporen.

Ein Vergleich zwischen der Verteilung der kf-Werte sowie den Bodeneigenschaften Textur, Lagerungsdichte (Ld) und durchschnittlicher Anzahl an Makroporen (Mp) (Abb. 3, 5 und 7) zeigt, dass hohe kf-Werte meist einhergehen mit einer hohen Anzahl an Makroporen (Mp). In diesem Punkt unterscheiden sich die Oberbodenhorizonte des Ackers, mit eher hohen Wasserleitfähigkeiten, von den untersuchten Oberbodenhorizonten der Baustellenprofile, mit eher geringen Wasserleitfähigkeiten. Wobei die Bodenart und sogar die Lagerungsdichte einander ähnlich sind.

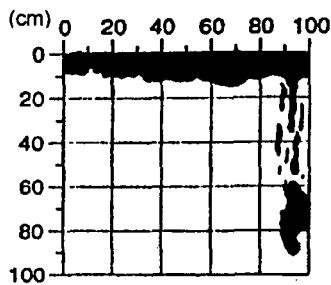


Abb. 4: Infiltrationsbild des Baustellenprofils (Schema nach Flury et al., 1994, geändert).

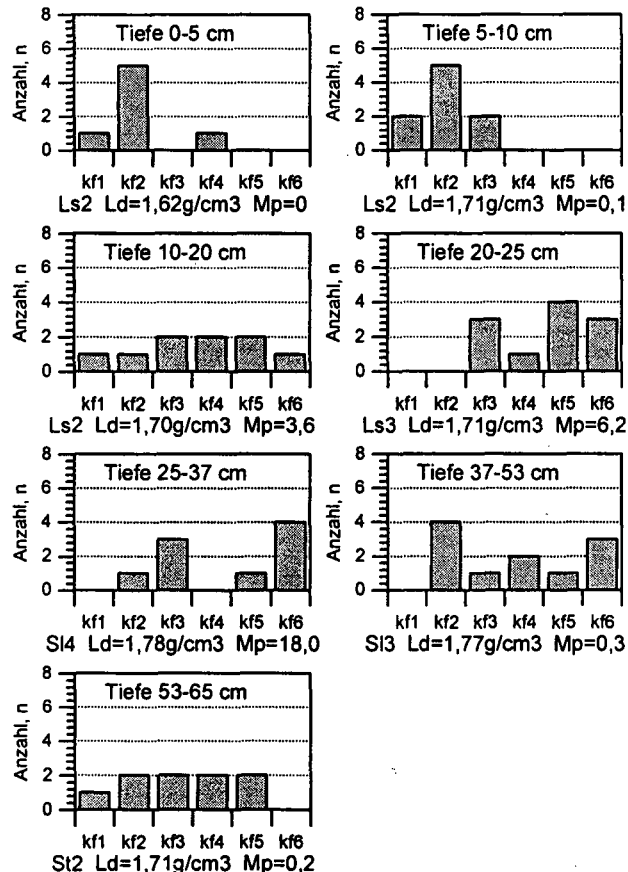


Abb. 5: Häufigkeitsverteilung der kf-Werte des Baustellenprofils mit entsprechender Bodenart, Lagerungsdichte(Ld) und rel. Makroporenanzahl pro Stechring (Mp).

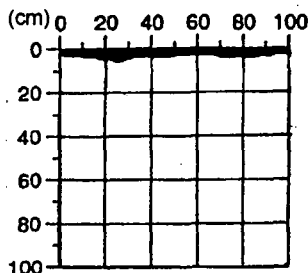


Abb. 6: Infiltrationsbild des Baustraßenprofils (Schema nach Flury et al., 1994, geändert).

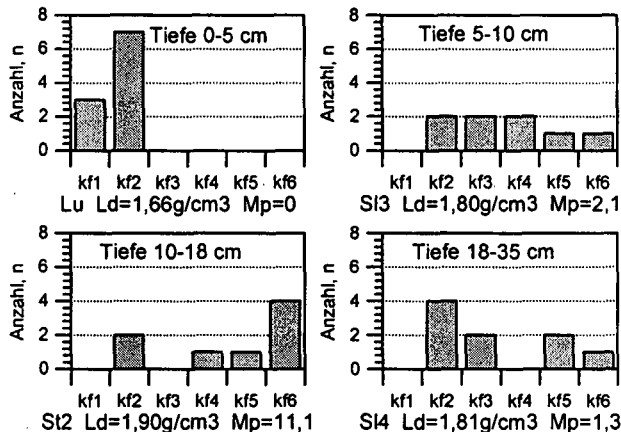


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der kf-Werte des Baustraßenprofils mit entsprechender Bodenart, Lagerungsdichte(Ld) und rel. Makroporenanzahl pro Stechring (Mp).

Ausschließliche Abhängigkeit des kf-Wertes von Makroporen

Die oben dargestellten Ergebnisse sowie die Gleichung von *Hagen-Poiseuille* zeigt, dass die Wasserleitfähigkeit von Böden vor allem von den vorhandenen Poren, sowie deren Durchmesser abhängt. Das Auszählen der Bioporen (>1 mm) der untersuchten Stechringe aus lehmigen Schichten zeigte, dass ab einem gemessenen kf-Wert von 100 cm/d mindestens eine durchgehende Biopore vorhanden war. Ab diesem kf-Wert bestimmen also Bioporen die Wasserleitfähigkeit in lehmigen Böden (vgl. BURG-HARDT, 1986). Die untersuchten sandigen Schichten zeigen keinen solchen Zusammenhang zwischen Bioporen und kf-Wert.

4 Diskussion

Die Bodenhorizonte mit hoher Wasserleitfähigkeit weisen gleichzeitig viele sichtbare Makroporen auf. Es konnte kein Zusammenhang zwischen der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Bodenart oder der Lagerungsdichte festgestellt werden. Eine Abschätzung der Wasserleitfähigkeit oder der Infiltrationsrate eines Bodens aufgrund dieser Bodeneigenschaften ist daher nicht möglich.

5 Literatur

ARBEITSGRUPPE BODENKUNDE (1982): Bodenkundliche Kartieranleitung, 3.Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung.
 BURG-HARDT, W. (1986): Veränderung der Eigenschaften eines Auenbodens durch Lockerung unter Berücksichtigung der biogenen Poren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie (Hohenheim 1984), Band XIV, Göttingen, S. 53-58
 FLURY, M. and H. FLÜHLER, W.A. JURY, J. LEUENBERGER (1994): Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. Water Resour. Res., Vol. 30, p. 1945-1954

Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung des Geologischen Dienstes NRW als objektive Beratungsgrundlage für den vorsorgenden Bodenschutz in NRW

Dirk Elhaus, Geologischer Dienst NRW

Einleitung und Problemstellung

Das Bundesbodenschutzgesetz formuliert als Grundsatz der guten fachlichen Praxis der landwirtschaftlichen Bodennutzung die nachhaltige Sicherung der Bodenfruchtbarkeit und Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource. Zu den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis nach § 17 Bundesbodenschutzgesetz gehört unter anderem, dass Bodenabträge durch eine standortangepasste Nutzung, insbesondere durch Berücksichtigung der Hangneigung, der Klimaverhältnisse sowie der Bodenbedeckung, möglichst vermieden werden. Auch der § 1 Landesbodenschutzgesetz NRW schreibt in den Vorsorgegrundsätzen den Schutz des Bodens vor Erosion fest.

Als ein Fachbeitrag des Geologischen Dienstes NRW zum vorsorgenden Bodenschutz ist die Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung erarbeitet worden, in der die natürliche Erosionsdisposition landwirtschaftlicher Flächen dargestellt wird.

Datenmaterial und Methoden

Die Erosionsgefährdung der Böden durch Wasser wird mit der **Allgemeinen Bodenabtragsgleichung** als Produkt aus der Erodierbarkeit der Böden, der Erosivität der Niederschläge und der Hangneigung berechnet. In den nur geringfügig vom Relief geprägten Regionen des Landes werden die Böden nach ihrer Verschlammungsgefährdung bewertet. Die Erosionsgefährdung prognostiziert, von welchen Standorten der Boden abgetragen wird, nicht, wohin der Boden abgetragen wird.

Bestimmung des K-Faktors

Der K-Faktor als Maß für die bodenspezifische Erodierbarkeit wird aus Bodenarten im Maßstab 1 : 5000 abgeleitet. Er setzt sich aus den Teilfunktionen K_b (Bodenart), K_h (Humus) und K_s (Steinbedeckung) zusammen. Die einzelnen Faktoren werden Schätztabellen entnommen und multiplikativ miteinander verknüpft.

Tabelle 1: Zuordnung der Bodenarten zu den K_b -Faktoren (HENNING 1994, geändert)

Bodenart	K_b -Faktor	Bodenart	K_b -Faktor	Bodenart	K_b -Faktor	Bodenart	K_b -Faktor
GS	0.05	SI2	0.20	Uls	0.50	Ltu	0.31
MS	0.07	SI3	0.25	Ut2	0.61	Lts	0.16
MSFS	0.18	SI4	0.24	Ut3	0.56	T	0.02
FSMS	0.31	St2	0.11	Ut4	0.48	T1	0.12
FS	0.43	St3	0.10	Lu	0.43	Ts2	0.04
FFS	0.74	U	0.71	Ls2	0.35	Ts3	0.06
S	0.13	Us	0.63	Ls3	0.27	Ts4	0.09
Su2	0.23	UI2	0.66	Ls4	0.19	Tu2	0.14
Su3	0.35	UI3	0.56	Lt2	0.28	Tu3	0.26
Su4	0.45	UI4	0.51	Lt3	0.21	Tu4	0.37
Slu	0.40						

Die Ermittlung des humusabhängigen Anteils K_h und des steinbedeckungsabhängigen Anteils K_s des K-Faktors erfolgt mit Hilfe folgender Tabellen:

Tabelle 2: Korrekturfaktoren für den Humusgehalt (HENNING 1994):

Humusgehalt in Masse-%	Kurzzeichen	K_h
< 1	h1	1,15
1 bis 2	h2	1,05
2 bis 4	h3	0,9
4 bis 15	h4, h5	0,8
> 15	h6	nicht definiert

Tabelle 3: Korrekturfaktoren für den Steinbedeckungsgrad (HENNING 1994):

Steinbedeckungsgrad in Volumen-%	Kurzzeichen für entsprechenden Grob- oder Skelettbodenanteil	K_s
< 1	x1, g1, gr1	1
1 bis 10	x2, g2, gr2	0,87
10 bis 30	x3, g3, gr3	0,64
30 bis 50	x4, g4, gr4	0,39
50 bis 75	x5, g5, gr5	0,19
> 75	X, G, Gr	0,10

Durch Verknüpfung der in den Schätztabellen angegebenen Werte mit den Daten der digitalen Bodenkarte erhält man den K-Faktor der ABAG. Weist die Beschreibung der Bodenkarte für den Oberboden mehrere Bodenarten auf, so wird der K-Faktor aus dem gewichteten arithmetischen Mittelwert der K-Faktoren der einzelnen Bodenarten berechnet.

Bestimmung des R-Faktors

Der R-Faktor ist das Maß für die gebietsspezifische Erosionswirksamkeit des Niederschlags und errechnet sich als Summe der kinetischen Energie der erosionswirksamen Einzelniederschlagsereignisse. Er wird aus zeitlich hochauflösenden Niederschlagszeitreihen (5-Minuten-Intervalle) ermittelt. In Nordrhein-Westfalen liegen für 65 Niederschlagsstationen hochauflösende Zeitreihen mit einer Mindestlaufzeit von 10 Jahren vor, für die Regenerositäten berechnet wurden. Der enge statistische Zusammenhang zwischen den berechneten R-Faktoren und der Höhe des Sommerniederschlags wird durch die folgende Regressionsgleichung dargestellt:

$$R\text{-Faktor} = 0,2402 \cdot N_{so} - 39, \text{ (Korrelationskoeffizient } r = 0,920)$$

mit N_{so} = mittlerer Niederschlag im Sommerhalbjahr (Mai bis Oktober).

Mit Hilfe dieser Regressionsgleichung ist es möglich, die Datenbasis um 301 Stationen zu erweitern, für die 30jährige Niederschlagstageswerte vorliegen. Auf der Grundlage des erweiterten Datenmaterials ist eine Isoerodentenkarte für Nordrhein-Westfalen erstellt worden.

Bestimmung des S-Faktors

Datengrundlage für die Bestimmung des S-Faktors ist das digitale Geländemodell des Landesvermessungsamtes NRW (DGM 5) mit einem Rasterabstand von 10 Metern. Aus diesem Modell werden die Hangneigungen berechnet. Den so ermittelten Neigungen werden die S-Faktoren nach dem von WISCHMEIER & SMITH (1978) empfohlenen Ansatz zugeordnet. $S = 65,41 \cdot \sin^2 \alpha + 4,56 \cdot \sin \alpha + 0,065$

Darstellung in der Karte

Durch Verknüpfung der K-, R- und S-Faktoren der ABAG erhält man als Ergebnis eine Bewertung der Erosionsgefährdung der Standorte. Sie ist in der Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung dargestellt.

Dirk Elhaus

Geologischer Dienst NRW, De Greiff-Str. 195,
D-47803 Krefeld

Email: dirk.elhaus@gd.nrw.de

Fon: +49(0)2151 897-419

mungsgefährdung das dominierende Merkmal. Zusätzlich werden alle Standorte mit geringer, sehr geringer und ohne Erosionsgefährdung hinsichtlich ihrer Verschlammungsgefährdung bewertet. Die Darstellung in der Auswertungskarte erfolgt gegebenenfalls in den Stufen hohe und sehr hohe Verschlammungsgefährdung. Um beide Berechnungsergebnisse in einer Karte zusammenfassend darstellen zu können, ist als Bewertungsschema folgende Kennwertklassifikation erarbeitet worden:

Tabelle 4: Kennwertklassifikation der „Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung“

Beschreibung in der Kartenlegende	zugrunde liegendes Rechenergebnis
mittlere Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag 10 bis 15 t / ha
hohe Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag 15 bis 30 t / ha
sehr hohe Erosionsgefährdung	mittlerer jährlicher Bodenabtrag > 30 t / ha
hohe Verschlammungsgefährdung	$K \cdot R = 18$ bis 30
sehr hohe Verschlammungsgefährdung	$K \cdot R > 30$

In der Legende wird bewusst davon abgesehen, Gewichts- oder Mengenabgaben zur Höhe des mittleren jährlichen Bodenabtrags zu machen.

In Absprache mit den Nutzern der Karte können gegebenenfalls unterschiedliche Nutzungsszenarien oder die tatsächliche Flächennutzungen in den Berechnungen berücksichtigt werden. Es besteht auch die Möglichkeit, die Hanglängen differenziert zu betrachten.

Zusätzlich zeigt die Karte aus dem digitalen Höhenmodell morphometrisch abgeleitete Einzugsgebiete, um die räumlichen Zusammenhänge des Erosionsgeschehen und zu ergreifender Erosionsschutzmaßnahmen aufzuzeigen.

Diskussion und Zusammenfassung

Die hier vorgestellte großmaßstäbige Karte der Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden in Nordrhein-Westfalen dient als Grundlagenkarte im Boden- und Gewässerschutz, da die langfristig stabilen Standortfaktoren so aufbereitet dargestellt werden, dass die Ergebniskarten räumliche Zusammenhänge des Erosionsgeschehens zeigen. Für das Flächenmanagement landwirtschaftlicher Flächen bietet die Karte eine objektive Beratungs- und Entscheidungsgrundlage für die Erosionsvorsorge im Zusammenhang mit dem § 17 Bundesbodenschutzgesetz.

Sie kann auch zur Objektivierung der Abgrenzung von Bodenschutzgebieten nach § 12 LbodSchG NRW eingesetzt werden, wenn flächenhaft schädliche Bodenveränderungen durch Erosion die natürlichen Bodenfunktionen stören.

Weitere wichtige Einsatzgebiete der Karte sind nachfolgend aufgeführt:

- Grundlagenkarte für den Boden- und Gewässerschutz
- landwirtschaftliche Beratung und Schulung
- Agrarstrukturplanung
- Auswahl von Ausgleichsflächen bei umweltrelevanten Planungen (Flächenmanagement im Rahmen der Flächennutzungsplanung)
- Beurteilungsgrundlage bei der Ausweisung von Baugebieten in gefährdeten Gebieten
- Flurbereinigung
- Vorfluterausbau: Feststoffeintrag in fließende und stehende Gewässer
- Straßenbau: Dimensionierung von Gräben und Böschungen unter erosionsgefährdeten Böschungen

Literatur

Arbeitsgruppe Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. - 4. Aufl.: 392 S., 33 Abb., 91 Tab.; Hannover.

BBodSchG (1998): Bundes-Bodenschutzgesetz, Gesetz zum Schutz des Bodens vom 17. März 1998. -B.-Gesetzbl., Tl. I, Nr. 16: 501 – 510; Bonn.

Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (1989): Grundlagen der Verdunstungsermittlung und Erosivität von Niederschlägen. - DVWK-Schriften, 86: 176 S., 11 Bilder, 23 Tafeln, 2 Karten; Hamburg, Berlin.

Hennings, V. [Kordinator] (1994): Methodendokumentation Bodenkunde. Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. - Geol. Jb., F 31: 242 S., 28 Abb., 123 Tab.; Hannover.

Informationssystem Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen, Bearbeitungsmaßstab 1 : 50 000, Themenkarte "Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden", Fortführungsstand: 2000. - Hrsg. Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf., Krefeld. - [CD-ROM "Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden" (2000), Hrsg. Geol. L.-Amt Nordrh.-Westf., Krefeld]

LbodSchG NRW (2000): Gesetz zur Ausführung und Ergänzung des Bundes-Bodenschutzgesetzes in Nordrhein-Westfalen vom 9. Mai 2000. - Gesetz- u. Verordnungsbl. Land Nordrh.-Westf., Nr. 29: 439 – 445; Düsseldorf.

Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K. H. & Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. - 14. Aufl.: 496 S., 248 Abb., 100 Tab., 1 Farbtafel; Stuttgart.

Schwertmann, U., Vogl, W. & Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. - 2. Aufl.: 64 S., 18 Tab., 8 Abb.; Stuttgart.

Wischmeier, W. & Smith, D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Loss. A Guide to Conservation Planning. - United States Department of Agriculture. - Agriculture Handbook, 537: 58 s., 20 Tab.; Washington

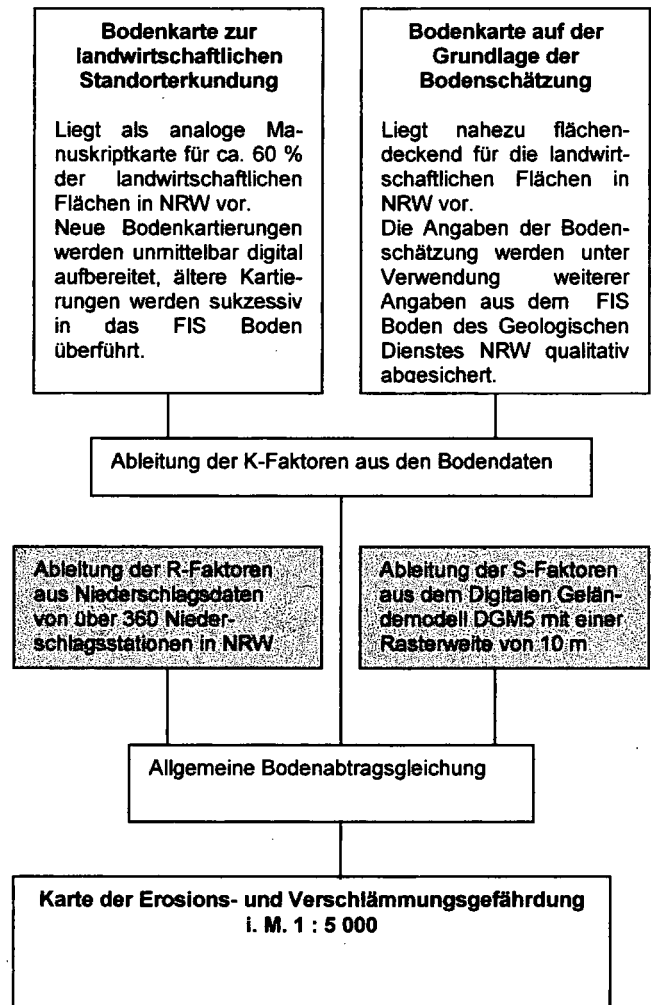


Abb. 1. Schematische Übersichtsdarstellung des Datenflusses

Die Bodenschätzung in Deutschland und deren Perspektiven

MinR Elmar Engel

Bundesministerium der Finanzen, Bonn

1. Zweck und Durchführung der Bodenschätzung

Die Besteuerung der Nutzung von Grund und Boden ist eine der ältesten Steuerarten überhaupt. Schon im 17. und 18. Jahrhundert wurde in verschiedenen Teilen Deutschlands versucht diese Besteuerung zu objektivieren, indem die Bodenqualität (der Bodenertrag) neben der Flächengröße als Bemessungsgrundlage mit herangezogen wurde. Die Bodenschätzung auf der Basis des Bodenschätzungsgesetzes von 1934 stellt den Endpunkt dieser Entwicklung dar. Eine eingehendere Ermittlung der Bodengüte, die gleichzeitig und flächendeckend für ein großes Land wie Deutschland eingeführt und bis heute gepflegt worden ist, ist mir - mit Ausnahme von Österreich - nicht bekannt. Es gibt allerdings auch in anderen Ländern Bemessungsgrundlagen für Grundbesitzabgaben (wie z. B. die Revenu catastral in Frankreich). Diesen liegt aber nicht eine der Bodenschätzung vergleichbare Beschreibung der Böden zugrunde.

Diese Beschreibung der Böden anhand von Millionen von Aufgrabungen bzw. Bohrungen erfolgte und erfolgt auch heute noch nach einem einheitlichen System, das sich an den durch Rechtsverordnung bekannt gegebenen - und vom Schätzungsbeirat eingestuft - ca. 4000 Musterstücken orientiert. Moderne technische Hilfsmittel, wie PC's und GPS werden heute von der für die Bodenschätzung zuständigen Finanzverwaltung bei den Schätzungsarbeiten im Gelände und bei der Aufbereitung der Schätzungsdaten eingesetzt.

2. Außersteuerliche Verwendung

Erst der Einsatz dieser Geräte und der damit verbundene Aufbau von entsprechenden Datenbeständen in digitaler Form hat der Bodenschätzung im Bereich der Bodennutzung und des Bodenschutzes neuen Schub verliehen. Dies wurde besonders deutlich bei der Tagung der Arbeitsgruppe „Bodenschätzung und Bodenbewertung“ der DBG im Herbst 1998 in Frankfurt/Main. Die große Zahl von Tagungsteilnehmern aus dem nichtsteuerlichen Bereich war ein deutlicher Beleg dafür.

An dieser Stelle sehe ich auch die Möglichkeit der stärkeren Zusammenarbeit zwischen Bodenkunde und Bodenschätzung. Die Bodenschätzer sind in einigen Ländern gerade dabei, den in den handschriftlich geführten alten Schätzungskarten und -büchern verborgenen Schatz durch Digitalisierung zu heben. Allerdings ist dieser Schatz für die Finanzverwaltung m.E. längst nicht so wertvoll wie für andere Nutzer. Eine flächendeckende Bewertung der landwirtschaftlich nutzbaren Böden - und nur daran ist die Steuerseite interessiert - liegt ja bereits vor. Durch die Digitalisierung wird lediglich die Fortschreibung dieser Bewertung erleichtert.

Anders sieht es bei der bodenkundlichen Nutzung des „Schatzes“ aus. Hier lassen sich erstmals Daten aus kleinräumig aber flächendeckend vorhandenen Profilbeschreibungen miteinander verknüpfen. Hierzu ist allerdings ein intensiver Kontakt zwischen Bodenkundlern und Bodenschätzern erforderlich. Zur Bodenschätzung werden zwar Grundkenntnisse der Bodenkunde benötigt, aber tiefergehende Detailkenntnisse, wie z.B. die moderne Bodenansprache nach der bodenkundlichen Kartieranleitung, sind grundsätzlich nicht gefordert. Es fehlt

deshalb teilweise an entsprechenden Kenntnissen auf der Seite der Bodenschätzer. Dieser Kenntnismangel wird jedoch zusehends abgebaut. Das ergibt sich schon aus der Tatsache, dass einer bundeseinheitlichen Arbeitsanleitung zur Führung der Feldschätzungsbücher seit Mitte der 90'er Jahre auch ergänzende bodenkundliche Angaben beigelegt wurden.

3. Zukünftige Durchführung der Bodenschätzung

Angesichts der gestiegenen außersteuerlichen Bedeutung der Bodenschätzung stellt sich die Frage, ob die Bodenschätzungsarbeiten zukünftig weiterhin von der Finanzverwaltung oder auch von anderen Institutionen durchgeführt werden sollen. Für eine Änderung in der Zuständigkeit spricht die relativ stiefmütterliche Behandlung, die die Bodenschätzung hinsichtlich der personellen und organisatorischen Ausstattung bei den Finanzbehörden derzeit erfährt. Die Begründung dafür liegt in der Tatsache, dass ein mehr naturwissenschaftlich ausgerichtetes Element wie die Bodenschätzung nun mal ein Fremdkörper innerhalb eines Finanzamts ist.

Trotzdem bleibt die Bodenschätzung das Instrument zur ertragsabhängigen Besteuerung von landwirtschaftlichen Flächen. Mit der Bodenschätzung werden Besteuerungsgrundlagen geschaffen. D.h., mit Hilfe der Bodenschätzung legt der Staat fest, in welchem Umfang er den einzelnen Steuerpflichtigen bei bestimmten Steuern belasten will. Dies ist eine typische Aufgabe der Finanzverwaltung. Die Finanzverwaltung kann sich deshalb nicht aus der Bodenschätzung zurückziehen. Bereits ein Gutachten des Reichsfinanzhofs (RFH) aus dem Jahr 1940 (RSIbl. 1940 S. 337) kommt folgerichtig zu dem Ergebnis, dass das Bodenschätzungsgesetz ein Steuergesetz ist. Diese Feststellung des RFH hat bis heute ihre Gültigkeit behalten.

Wegen der schon erwähnten eingeschränkten Bedeutung der Digitalisierung der Bodenschätzungsdaten für die Finanzverwaltung ist es für jeden Bodenschätzer eine Bestätigung seiner Arbeit, wenn die Bodenschätzungskarten und -bücher auch für andere Zwecke benötigt werden. Bodenkundler sollten deshalb keine Hemmungen haben, diese Unterlagen auch in digitalisierter Form anzufordern. Sie befinden sich dabei in Übereinstimmung mit der Beschlusslage der Umweltminister, Innenminister und Finanzminister der deutschen Bundesländer aus den Jahren 1993 und 1994, die sich dafür ausgesprochen haben, die Bodenschätzung verstärkt auch für nicht steuerliche Zwecke (z.B. zum Aufbau von Bodeninformationssystemen) zu nutzen. Die Digitalisierung wurde dabei als wichtiges Instrumentarium ausdrücklich angesprochen.

Nur durch Anfragen aus dem Bereich der Bodenkunde kann der nötige Druck von Außen auf die Finanzverwaltung der Bundesländer erzeugt werden, damit diese sich auch bereit finden, die Digitalisierung der Bodenschätzungsdaten weiter voranzutreiben. An dieser Stelle möchte ich ausdrücklich darauf hinweisen, dass die Durchführung der Bodenschätzung in der Fläche und damit auch die Digitalisierung der Masse der Bodenschätzungsdaten allein Ländersache ist. Der Bund hat im Bereich der Bodenschätzung lediglich die Aufgabe, die Einheitlichkeit der Schätzung zu gewährleisten. Er tut dies mit Hilfe des Schätzungsbeirats durch die Bereitstellung der schon erwähnten Musterstücke. Darüber hinaus ist aber auch das Bodenschätzungsgesetz eine bundesgesetzliche Rechtsgrundlage. Vor allem für den Bund stellt sich daher die Frage, ob das Bodenschätzungsgesetz aus dem Jahre 1934 und die damit zusammenhängenden Rechtsvorschriften, wie z.B. die Durchführungbestimmungen oder die Offenlegungsverordnung, heute noch zeitgemäß sind.

4. Überarbeitungsbedarf der Rechtsgrundlagen

Nach meiner Auffassung ist die wesentliche Rechtsgrundlage - das Bodenschätzungsgesetz (BodSchätzG) vom 16. Oktober 1934 (RGBl. I S. 1050) - aus folgenden Gründen zu überarbeiten bzw. neu zu fassen:

a) Legaldefinition der Ertragsmesszahl

Aus dem Gesetz heraus ist das für die Besteuerung maßgebliche Resultat der Bodenschätzung nicht erkennbar. Durch die Aufnahme einer Legaldefinition der „Ertragsmesszahl“ (EMZ) kann die notwendige gesetzliche Basis für diesen Rechtsbegriff geschaffen werden. Damit würde die Bezugnahme bereits geltender steuerlicher (z.B. § 55 Abs. 2 Nr. 1 EStG und § 142 Abs. 2 Nr. 1a BewG) und auch nichtsteuerlicher Regelungen (z.B. § 3 StillG, § 3 AusglLeistG und § 5 FlErwV) auf die EMZ auf eine rechtlich fundierte Basis gestellt.

b) Weitere Überarbeitung des Bodenschätzungsgesetzes
Der Wortlaut des BodSchätzG muss unter rechtsstaatlichen Gesichtspunkten überarbeitet werden, um die für ein Steuergesetz erforderliche Bestimmtheit zu erhalten. Das geltende BodSchätzG wurde noch auf der Basis des unsäglichen Ermächtigungsgesetzes vom 24. März 1933 (RGBl. I S. 141) unmittelbar durch die Reichsregierung erlassen.

Trotz der mittlerweile bereits durchgeführten Anpassungen weist das BodSchätzG aber auch heute noch erhebliche Mängel auf, wie z. B. Weisungen, die die Verwaltungshoheit der Länder beeinträchtigen (§§ 3, 6, 7, 14 und 16 BodSchätzG) und andere veralteten Regelungen zur Bodenschätzung, die bisher in nicht ausreichendem Umfang der aktuellen Verfassungswirklichkeit angepasst wurden.

Diese Mängel sollten bei nächster Gelegenheit beseitigt werden. Zusätzlich könnte aber noch durch eine entsprechende Klarstellung des Gesetzeszwecks in § 1 BodSchätzG gewährleistet werden, dass die Lieferung von Parametern der Bodenschätzung für nichtsteuerlichen Zwecke gesetzlich besser abgesichert wird. Damit könnten die Bodenschätzungsdaten beispielsweise den im Bundes-Bodenschutzgesetz vom 17. März 1998 (BGBl. I S. 502) in § 19 Abs. 2 und § 21 Abs. 4 vorgesehenen Bodeninformationssystemen leichter zugänglich gemacht werden (vgl. a. das Umweltgutachten 2000, BT-Drs. 14/3363).

Im Rahmen einer Neufassung des BodSchätzG könnten darüber hinaus die wichtigsten Vorschriften aus den Rechtsverordnungen für die Bodenschätzung (wie z. B. BodSchätzDB und die BodSchätzOffVO) im Gesetz selbst zusammen gefasst werden.

Durch diese Zusammenfassung und der damit verbundenen Bereinigung ergäbe sich eine Erhöhung der Transparenz und eine erhebliche Vereinfachung für den Anwender.

Über die angesprochenen Änderungen hinaus sollten die Bodenschätzungsvorschriften im materiell-rechtlichen Bereich möglichst unangetastet bleiben, da die Kontinuität der Bodenschätzung zu wahren ist. Eingriffe in den materiell-rechtlichen Gehalt der Bodenschätzung stünden einer Vergleichbarkeit der Nachschätzungsergebnisse mit der bereits vorliegenden flächendeckenden Datenbasis entgegen und würden außerdem eine kostenmäßig nicht zu rechtfertigende allgemeine Neuschätzung der Böden bedingen.

5. Qualitative Verbesserung der Bodenschätzung

Die Nachschätzungen aufgrund des § 12 Bodenschätzungsgesetz sind das wesentliche Instrument zur Verbesserung der Qualität der Bodenschätzung. Auf seiner Basis wurde ein erheblicher Teil der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche in Deutschland mittlerweile nachgeschätzt. Man kann davon ausgehen, dass diese Nachschätzungen eine deutliche qualitative Verbesserung der Bodenschätzung gebracht haben und auch in Zukunft noch bringen werden. Denn den heutigen Bodenschätzern steht sowohl ein ausgereifteres technisches Equipment als auch der gesamte Erfahrungsschatz aus fast 70 Jahren Bodenschätzung zur Verfügung.

In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass auch das Bundesfinanzministerium seinen Beitrag zur Qualitätsverbesserung der Bodenschätzung leistet, indem z. B. eine CD erstellt wurde, die einerseits ein Programm zur Darstellung und Auswertung der Musterstücke enthält und auf der andererseits die Profile von mehr als 1000 Musterstücken bildlich und in Farbe wieder gegeben werden können. Diese CD wird demnächst allen Bundesländern übersandt. Sie wird darüber hinaus vom Bundesfinanzministerium, Referat IV C 2, bei entsprechender Anforderung kostenlos an alle interessierten Behörden oder Institutionen abgegeben.

6. Ausblick

Solange die Ertragsfähigkeit (Qualität) der Böden für die Besteuerung landwirtschaftlicher Flächen von Bedeutung ist, wird man auf die Bodenschätzung nicht verzichten. Die Zukunft der Bodenschätzung innerhalb der Finanzverwaltung ist allerdings dann gefährdet, wenn landwirtschaftliche Flächen überhaupt nicht mehr den Realsteuern unterworfen werden oder wenn bei der Besteuerung auf das Merkmal „Bodenqualität“ verzichtet wird, was allerdings einem Schritt zurück in mittelalterliche Verhältnisse gleichkäme.

Sollte ein derartiges Szenario zur Realität werden, wird man überlegen müssen, ob der Erhalt und die Pflege der Bodenschätzung dann in andere Hände übergehen müssen. Auch privatwirtschaftliche Lösungen sind dabei denkbar. Eine nicht zu verantwortende volkswirtschaftliche Verschwendung wäre es jedenfalls, die Bodenschätzung einzustellen und die vorhandenen Daten nicht mehr zu aktualisieren.

Bodeninformation und das Kyoto-Protokoll: Der Waldboden als Kohlenstoffsенke – Hypothesen und Möglichkeiten der konkreten Messung

Michael Englisch¹, Peter Weiss², Robert Hacker¹ & Franz Mutsch¹

1. Einleitung und Fragestellung

Die mögliche Anrechenbarkeit von Kohlenstoffsенken zur Erreichung von Treibhausgas-Reduktionszielen im Rahmen des Kyoto-Protokolls (z.B. Art. 3.3 und 3.4) rückte die Waldfläche – und damit sowohl die Biomasse als auch die Waldboden-Kohlenstoffvorräte - in den Blickpunkt von Überlegungen und Verhandlungen. Der Nachweis von Vorratsveränderungen mit vorhandenen Bodeninformationen, besonders mittels Wiederholungen der Waldboden-Zustandserhebungen ist in Deutschland und Österreich in Diskussion.

2. Material und Methoden

WEISS et al. (2000) erstellten auf Basis der Daten der Österreichischen Waldinventur (6 Erhebungsperioden ab 1961, Netzweite 2.75 km, ca. 11000 Probeflächen), der zwischen 1988 und 1990 durchgeführten Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (FBVA 1992), den 20 in Österreich gelegenen Flächen des Pan European Intensive Monitoring Program of EU/ICP-forests („level II“) - sowie der Holzeinschlagsmeldungen (BMLF 1964 ff.), und von Holzbilanzen (BITTERMANN & GEROLD 1995) eine Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes. Zur Berechnung der Waldboden-Kohlenstoffvorräte wurden 509 Probeflächen der Österreichischen Waldboden-Zustandsinventur (WBZI) herangezogen. Die Probeflächen sind in einem systematischen Raster von 8.7 x 8.7 km Seitenlänge angeordnet. Pro Probefläche wurde pro Tiefenstufe (Auflage, 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm) eine aus 12 Einstichen zusammengesetzte Mischprobe geworben. Die C_{org}-Analyse des Feinbodens erfolgte durch Verbrennung im O₂-Strom mit nachfolgender IR-Detektion von CO₂. Bei karbonathaltigen Böden wurde der Karbonat-Kohlenstoff abgezogen (ÖNORM L 1080). Der Skelettgehalt wurde am Profil geschätzt, die Ermittlung der Stoffvorräte folgt ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996, mod.).

Mittels t-Wert-Statistik wird errechnet, ob Veränderungen des Boden-Kohlenstoffvorrats im erwarteten Ausmaß mittels des Punktkollektivs der WBZI nachweisbar sind.

3. Ergebnisse

Die in der österreichischen Waldfläche gespeicherten Kohlenstoffvorräte sind Tab. 1 zu entnehmen. BARITZ

ET AL. (1999) errechneten für die Waldfläche der BRD (10,7 Mill. ha) Vorräte von ca. 2Gt.

Tabelle 1: Kohlenstoffvorrat im österreichischen Wald im Jahr 1990 (WEISS ET AL. 2000)

Waldfläche 1990 [1000 ha]	Kohlenstoffvorrat 1990 [Mt C _{org}]		
	Wald-biomasse	Waldboden (Auflage, Mineralboden 0-50 cm)	Biomasse und Waldboden
3893±46	320±42	463±185	783±190

Der Boden speichert etwa 60 % des gesamten Kohlenstoffvorrates des Österreichischen Waldes. Dies entspricht ca. 25 CO₂-Äquivalent-Treibhausgasemissionen Österreichs des Jahres 1990. Eine modellhafte Abschätzung (vgl. Tab. 2) ergab, daß der Waldboden-Kohlenstoffvorrat Österreichs zwischen 1961 bis 1996 sehr wahrscheinlich um etwa 10 Mt C_{org}, von 1990 bis 1996 um etwa 3.5 Mt C_{org} zugenommen hat (WEISS et al. 2000).

Tabelle 2: Schätzwerte zur Veränderung der Waldboden-Kohlenstoffvorräte in den Perioden 1961/96 bzw. 1990/96 [MtC, +..Zunahme, -..Abnahme]

Einflußgröße	Veränderung 1961/96	Veränderung 1990/96
Zunahme der Waldfläche	4.3	0.9
Zunahme von Streu- und Totwurzelnfall	9.9	2.6
Einstellung d. Streunutzung	1.0	0.1
Einstellung d. Schneitelung	0.2	0.02
Einstellung d. Harznutzung	~ 0	~ 0
Veränderung des Vieh- und Wildbestandes im Wald	~ 0	~ 0
Zunahme der Nutzungen	12.2	2.9
Einstellung d. Entrindung	-1.6	-0.2
Zunahme d. Kahlschlagnutzung	-1.7	-0.6
Zunahme d. Holzbodens außer Ertrag (z.B. Forststraßen)	-2.7	-0.8
Zunahme der Jahresmittelwerte der Lufttemperatur um 0.5°C	-11.5	-1.4
Summe	9.9	3.5

Für die Abschätzung der einzelnen Einflußgrößen auf die Bodenkohlenstoff-Vorratsänderung mußten Annahmen getroffen werden, die unterschiedlich stark mit Datenmaterial abgesichert sind. So wurde bei der Einflußgröße „Streunutzung“ angenommen, daß ca. 10 % der Waldfläche um 1900 (etwa 300.000 ha)

¹Forstliche Bundesversuchsanstalt, Seckendorff-Gudentweg 8, A-1131 Wien. <http://fbva.forvie.ac.at>

²Umweltbundesamt Wien Gesmbh, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien. <http://ubavie.ac.at>

streugenutzt wurden, diese Fläche zwischen 1851 und 1900 konstant blieb und bis 1950 linear auf 0 sank. Als Intervall zwischen Nutzungen wurde ein Zeitraum von 4 Jahren (vorgeschriebenes Minimum nach RFG 1852: 3 Jahre) angenommen. Die entnommenen Mengen konnten aus zeitgenössischen Streuertragstafeln, die nach Bodenqualität, Altersklasse und Nutzungsintervall differenzieren, abgeleitet werden. Für Fichtenbestände etwa ergibt sich damit ein mittlerer Entzug von 7.9 t TM.ha⁻¹ pro Nutzung.

Für die Einflußgröße „Temperaturanstieg“ wurde mit TRUMBMORE (1996) eine 6.5 % kürzere Umsetzungszeit für den rasch umsetzenden Mineralboden-Humuspool und dem entsprechende C_{org}-Verluste für alle Standorte unterstellt.

Zur Klärung der Frage, ob C_{org} in erwarteten Größenordnungen (vgl. Tab. 3) mit dem Punktkollektiv der WBZI statistisch abgesichert werden können, wurde eine t-Wert-Statistik verwendet (paarweiser Vergleich der Kohlenstoffvorräte pro Flächeneinheit zu zwei Zeitpunkten t₁ und t₂ unter folgenden Annahmen: normalverteilte Differenzen, Beprobung desselben Objekts, annähernd gleiche Varianzen der Beobachtungskollektive zu t₁ und t₂).

Die in Tab. 3 angeführten, erwarteten C_{org}-Vorratsveränderungen (ΔC_{org,erw.}) ergeben sich aus den auf Hektar und Beobachtungsperioden von 10 bzw. 20 Jahren heruntergebrochenen Trends zur Veränderung der Waldboden-Kohlenstoffvorräte in den Jahren 1961-96 bzw. 1990-96 (vgl. Summen in Tab. 2).

Da bislang nur Meßwerte einer Aufnahme der WBZI (Beobachtung zu t₁) vorliegen, wurde eine zweite Datenreihe (Beobachtung zu t₂) unter Einhaltung der oben genannten Annahmen simuliert (JANDL & RIEDLER 1999). Dabei ergibt sich der C_{org}-Vorrat eines Meßpunkts zum Zeitpunkt t₂ (Ct₂) aus dem C_{org}-Vorrat eines Meßpunkts zum Zeitpunkt t₁ nach der Formel

$$Ct_2 = Ct_1 \cdot (0,75 + 0,5p)$$

wobei p eine Zufallszahl ist, und eine aus der Literatur (z.B. PRIETZEL et al. 1997) abgeleitete, maximale Veränderung des Kohlenstoffvorrats am Einzelmeßpunkt von ± 25 % angenommen wird. Die Differenzen Ct₂ und Ct₁ wurden mittels Kolmogoroff-Smirnoff-Test auf Normalverteilung geprüft.

Wird der Trend aus 1961-96 unterstellt, so können C_{org}-Vorratsveränderungen aus der WBZI nur nach einem 20-jährigen Beobachtungszeitraum mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit 10 % abgesichert werden, bei Unterstellung des Trends aus 1990-96 bereits nach einem Zeitraum von 10 Jahren (Tab. 3). Werden die Kohlenstoff-Vorratsverluste durch die Einflußgröße „Temperaturanstieg“ nicht berücksichtigt, können Veränderungen bereits nach einem Zeitraum von 10 Jahren (1961/96) bzw. einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % abgesichert werden.

abgeleitet aus den Trends von 1961-96 bzw. 1990-96 für 10 und 20-jährige Beobachtungszeiträume und statistische Absicherbarkeit derselben (-: nicht signifikant, s.: signifikant); „ohne ΔT“: Trend ohne Berücksichtigung von C_{org}-Verlusten durch Temperaturanstieg um 0.5°C

Trend aus 1961-96	ΔC _{org,erw.} [t.ha ⁻¹]	α=5	α=10
10 Jahre	0.66	-	-
20 Jahre	1.32	-	s.
10 Jahre ohne ΔT	1.42	-	s.
Trend aus 1990-96			
10 Jahre	1.49	-	s.
10 Jahre, ohne ΔT	2.09	s.	s.

4. Schlußfolgerungen

Mit Bodenzustandsinventuren wie der WBZI können erwartete Veränderungen im Bodenkohlenstoffvorrat mit zumindest 10 % Irrtumswahrscheinlichkeit nach einer Beobachtungsperiode von 20 Jahren abgesichert werden. Treffen die hier getroffenen Annahmen, insbesondere diejenige annähernd gleicher Varianzen der Beobachtungskollektive zu t₁ und t₂ nicht zu, wären die räumliche und jahreszeitliche Variabilität sowie Analysen- und Probenahmefehler in die Berechnungen mit einzubeziehen und damit ein wesentlich ungünstigeres Ergebnis zu erwarten

Literatur:

- Baritz R., Adler G. Wolff B. & Wilke B. 1999. Regional distribution of Carbon in German forest soils and its relation to climate change. Z. Ang. Geol 45 (4), 218-227.
- Bittermann W. & Gerhold S. 1995. Wirtschaftliche Aspekte und Holzbilanz. In: ÖSTAT & FBVA [Hrsg.]: Ökobilanz Wald, ÖSTAT, Wien, 99-110.
- FBVA 1992. Österreichische Waldboden-Zustandsinventur. Ergebnisse. Mitt. FBVA 168/I+II, 249 S.
- Jandl R. & Riedler M. 1999. Nachweisbarkeit der Veränderung des chemischen Waldbodenzustands. Cbl. ges. Forstwes. 115: 11-24.
- Prietzl J., Kolb E. & Rehfuess K. E. 1997. Langzeituntersuchungen ehemals streugenutzter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. Forstw. Cbl. 116, 269-290.
- Trumbmore S. E., Chadwick O.A. & Amundson R 1996. Rapid exchange between soil carbon and atmospheric carbon dioxide driven by temperature change. Science 72, 393-396.
- Weiss P., Schieler K., Schadauer K., Radunsky K. & M. Englisch 2000. Die Kohlenstoffbilanz des österreichischen Waldes und Betrachtungen zum Kyoto-Protokoll. UBA-Monographien, 104 S.

Tabelle 3: Erwartete C_{org}- Vorratsveränderungen [t.ha⁻¹]

Die Entwicklung einer Bodenkarte für ein montan-industriell, urban und rural geprägtes Gebiet im deutsch-französischen Grenzraum am Beispiel von Saarbrücken

K. D. Fetzer¹, F. Arweiler², K. Drescher-Larres², R. Grenzius³, Ch. Schwartz⁴ & J. Weyrich²

1. Einleitung und Aufgabenstellung

Das Landesamt für Umweltschutz des Saarlandes entwickelt im Großraum Saarbrücken ein Informationssystem für Böden sowohl des besiedelten als auch des nicht besiedelten Bereichs.

Es handelt sich um einen Raum mit einer montan-industriellen Tradition, geprägt durch Standorte mit technologischen Substraten (Bergehalden, Flotationsweiher), einer intensiven Besiedlung entlang des Saartales, aber auch mit großflächigen Waldarealen und landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Die Saar gliedert dieses Gebiet in 2 große Naturräume mit einem Grundgebirge aus vorwiegend feinklastischen Sedimenten des Oberkarbon und Rotliegend-Deckgebirge im Norden sowie Schichten des Mittleren Buntsandsteins im Süden, die dort eine Landstufe bilden und zum lothringischen Schichtstufenland mit Ablagerungen des Muschelkalks überleiten. Die Aufgabe besteht in einer flächendeckenden Darstellung des bodenkundlichen Inventars des gesamten Blattgebietes einschließlich des besiedelten Bereiches.

2. Material und Methoden

Folgende Punkt- und Flächendaten werden als Grundlagen im Rahmen des Projektes verwendet:

- Luftbilder und topographische Karten (multitemporale Auswertung)
- Stadtbiotope abgeleitet aus Orthophotos nach AG STADTBIOTOPKARTIERUNG (1993) (ARWEILER & WEYRICH 1998)
- STABIS (Statistisches Bodeninformationssystem, u. a. mit den Informationsebenen Nutzungstypisierung und Versiegelungsgrad) (DEGGAU et al. 1992)
- Stadtbodenkartierung für ausgewählte Standorte (Haus- und Kleingärten, Parks, Halden, Flotationsweiher, Deponien etc.) nach AK STADTBÖDEN (1997)
- Geologische Karte (KONZAN & KLINKHAMMER 1973)
- Detaillierte Bodenkartierung im Maßstab 1:10.000 für Teilflächen des Grund- und Deckgebirges

- Bodenübersichtskarte (BÜK) des Saarlandes im Maßstab 1:100.000 (DRESCHER-LARRES et al. 2001)
- Konzeptkarte im Maßstab 1:25.000 für den französischen Teil
- Profildatenbank SAARBIS.

Zur Charakterisierung der natürlichen Böden werden Geometrie und Flächeninhaltsbeschreibung der Bodenkarten aus den verschiedenen Kartierprojekten abgeglichen und zu einer Gesamtlegende aggregiert.

Die Kennzeichnung der Böden im besiedelten Bereich erfolgt durch die Verschneidung der Karte der „potentiell natürlichen Böden“ (DRESCHER-LARRES et al. 1999) mit Daten zur Bodennutzung und Versiegelung. Ausgewählte Flächen mit verschiedenen urbanen und montan-industriellen Nutzungen wurden intensiv kartiert.

3. Ergebnisse

Aufgrund der unterschiedlichen Datendichten und –quellen lassen sich nicht alle Informationen auf *einer* Ebene mit geeignetem Maßstab darstellen. Für die Präsentation der Ergebnisse wurde daher folgendes Konzept gewählt:

- Übersichtsmaßstab 1:25.000 (bezogen auf eine urbane Region) für die Identifizierung sämtlicher verwendeter Informationsquellen mit z. T. stark generalisierten Flächeninhaltsbeschreibungen
- Übersichtsmaßstab 1:25.000 für STABIS-Daten zur Bodennutzung
- Übersichtsmaßstab 1:25.000 für die Darstellung von potentiell natürlichen Böden
- Übersichtsmaßstab 1:25.000 für die Darstellung eines Ausschnittes der Bodenübersichtskarte (AG BODEN 1994)
- Übersichtsmaßstab 1:25.000 für die Darstellung der Konzeptkarte des französischen Anteils (auf der Basis der geologischen Karte; Bodenverbreitung analog der Bodenübersichtskarte; Klassifikation nach FAO)
- Detailmaßstab 1:10.000 für eine Bodenkarte der natürlichen Böden

¹ Landesamt für Umweltschutz, Don-Bosco-Straße 1, D-66119 Saarbrücken; e-mail: KD.Fetzer@lfu.saarland.de

² ARK Umweltplanung und –consulting, Paul-Marien-Straße 18, D-66111 Saarbrücken; e-mail: ark@ark-partnerschaft.de

³ Amt für Umwelt und Natur, Iranische Straße 3, D-13347 Berlin; e-mail: Umweltamt.Mitte@ba-mit.verwalt-Berlin.de

⁴ ENSAIA-INRA Laboratoire Sols et Environnement, 2 avenue de la Forêt de Haye, F-54505 Vandœuvre-lès-Nancy; e-mail: Christophe.Schwartz@ensaia.inpl-nancy.fr

- Detailmaßstab 1:5.000 für die Daten zur aktuellen Bodennutzung und Versiegelung aus einer Auswertung von Orthophotos
- Detailmaßstab 1:5.000 für die Darstellung urbaner Sonderstandorte (Stadtbodenkarten zu Haus- und Kleingärten, Parks, Halden, Flotationsweiher, Deponien etc.).

4. Schlußfolgerungen und Ausblick

Die künftige Planung sieht vor, die Themenkarten auf einer CD als geschlossenes Informationssystem zu den Böden im Großraum Saarbrücken verschiedenen Nutzern anzubieten. Vervollständigt werden die graphischen Daten mit ausgewerteten Sachdaten zu jeweiligen Themen (Beispiele: Untersuchungsergebnisse zu Haus- und Kleingärten; ökologische und geochemische Eigenschaften von Böden der Bergehalden und Flotationsweiher; Zusammenhang von Bodennutzung und Versiegelungsgrad; Entsiegelungs- und Belagänderungspotentiale verschiedener Nutzungstypen).

Neben den Ergebnissen von verschiedenen Bodenuntersuchungen sollen vorhandene Auswertungsmethoden zu verschiedenen Aspekten des Bodenschutzes als weitere Themenkarten das Projekt ergänzen. Hierzu zählen beispielsweise die Karte zur Ersteinschätzung der Versickerungseignung der Böden (LFU SAARLAND 1999), Karten der Sickerwasserraten dargestellt für ein Naßjahr und ein „Normaljahr“ (HELMES 2000), die Karte zur Bewertung von Böden als Ausgleichskörper im Wasserkreislauf (WEYRICH 1998) sowie Karten zur Bindungsstärke für Schwermetalle im Oberboden (HELMES 1999).

5. Literatur

- ARBEITSGRUPPE BODEN (1994):** Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., 392 S., Hannover.
- ARBEITSGRUPPE „METHODIK DER BIOTOP-KARTIERUNG IM BESIEDELTEN BE-REICH“ (1993):** Flächendeckende Biotopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung.- Natur und Landschaft Jg. 68, H. 10, S. 491-526.
- ARBEITSKREIS STADTBÖDEN (1997):** Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft für die bodenkundliche Kartierung urban, gewerblich, industriell und montan überformter Flächen (Stadtböden); Teil 1: Feldführer; Arbeitskreis Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, büro für bodenbewertung, Kiel.
- ARWEILER, F. & J. WEYRICH (1998):** Aktualisierung und Verifizierung von Informationsgrundlagen zum urbanen Bodenschutz im Großraum Saarbrücken.- Arbeitsgemeinschaft für Umweltplanung und -consulting; Endbericht im Auftrag des LfU des Saarlandes, 30 S., Saarbrücken.
- DEGGAU, M., E. KRACK, W. RADEMACHER, B. SCHMID & H. STRALLA (1992):** Methodik der Auswertung von Daten zur realen Bodennutzung im Hinblick auf den Bodenschutz – Teilbeitrag zum Praxistest des Statistischen Informationssystems zur Bodennutzung (STABIS).- Texte 51/92, Umweltbundesamt, 292 S., Anh..
- DRESCHER-LARRES, K., F. ARWEILER & J. WEYRICH (1999):** Ermittlung der potentiellen Versickerungseignung der Böden des Saarlandes auf der Grundlage der BÜK.- Studie im Auftrag des LfU, 29 S., Anh., Saarbrücken.
- DRESCHER-LARRES, K., K. D. FETZER & J. WEYRICH (2001):** Erläuterungen zur Bodenübersichtskarte des Saarlandes i. M. 1:100.000 (BÜK 100).- Veröffentl. L.-Amt f. Umweltschutz Saarland, 159 S., 12 Tab., Saarbrücken (in Druckvorbereitung).
- FETZER, K. D., ENRIGHT, E., GRENZIUS, R., KUBINIÖK, J., SCHWARTZ Ch., MOREL, J.- L. (1999):** Gartenböden in Südwest-Deutschland (Saarland) und Nordost-Frankreich (Lothringen).- Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Bd. 91/2, 969-972.
- HELMES, T. (1999):** Entwicklung einer Karte der relativen Bindungsstärke für Schwermetalle im Oberboden nach dem DVWK-Modell Nr. 212 für die Blattgebiete 6707 Saarbrücken und 6708 St. Johann.- Dipl.-Arb. im FB VI, Geographie/Geowissenschaften, 117 S., Universität Trier.
- HELMES, T. (2000):** Karte der Sickerwasserraten für das Gebiet von Saarbrücken („Normaljahr“ 1982/83 und Naßjahr 1982/83).- Universität des Saarlandes, Zentrum für Umweltforschung, Physische Geographie, im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz des Saarlandes.
- KANTOR, W. & K. D. FETZER (1997):** Ergebnisse ökologischer Untersuchungen an vier Absinkweihern im Stadtgebiet von Saarbrücken.- Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe; Abschlußbericht 25 S., unveröffentl..
- KONZAN, H.-P. & B. KLINKHAMMER (1973):** Geol. Karte des Saarlandes 1:25.000, Bl.-Nr. 6707 Saarbrücken.- Geologisches Landesamt des Saarlandes, Saarbrücken.
- LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ DES SAARLANDES (1999):** Karte zur Ersteinschätzung der Versickerungseignung saarländischer Böden im Maßstab 1:25.000; Blattgebiet 6707 Saarbrücken.
- SCHWARTZ, C. (1993):** Facteurs de Qualité des Sols de Jardins de l'Est-Mosellan.- Mémoire de DEA, ENSAIA-INPL, 44 S., Vandœuvre-lès-Nancy.
- WEYRICH, J. (1998):** Karte zur Bewertung von Böden als Ausgleichskörper im Wasserkreislauf für das Blattgebiet der TK 25 Nr. 6707 Saarbrücken auf der Datengrundlage der Bodenschätzung.- Arbeitsgemeinschaft für Umweltplanung und -consulting; im Auftrag des LfU des Saarlandes, Saarbrücken.

Bodeninformationssysteme zur Bereitstellung von Bodeninformation auf verschiedenen Maßstabsebenen - eine Fallstudie aus Nordost-Brasilien

Thomas Gaiser und Karl Stahr¹

Einleitung

Innerhalb des Deutsch-Brasilianischen Kooperationsprojektes WAVES (Water Availability and Vulnerability of Ecosystems and Society in the Northeast of Brazil) wurde ein Informationssystem für Boden und Landressourcen entwickelt, das u.a. Planungsgrundlagen für klein- und mittelmaßstäbige Betrachtungen (< 1:100.000) im Bereich der Landnutzungsplanung liefern soll.

Material und Methoden

Das Informationssystem SPICE (Soil and Land Resources Information System for the States of Piauí and Ceará) deckt die beiden Bundesstaaten Piauí und Ceará im Nordosten Brasiliens ab (Abb. 1).

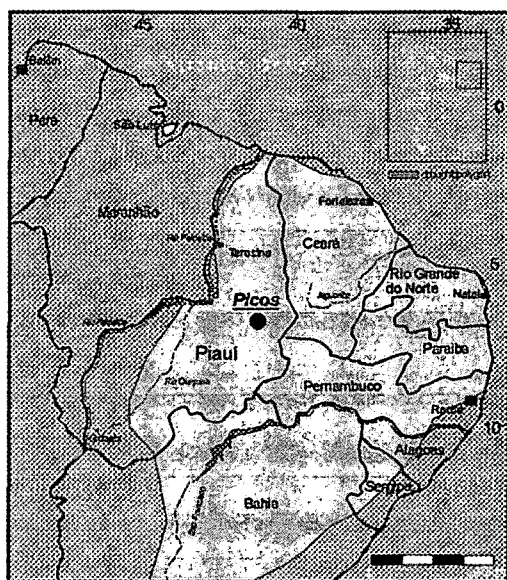


Abb. 1: Übersicht über das Untersuchungsgebiet

Es ist untergliedert in drei Bereiche: den Datenbereich, den Methodenbereich und die Metadatenbank (siehe auch <http://www.uni-hohenheim.de/spice>). Im Datenbereich sind neben geometrischen Daten, Wetterdaten und Bodendaten auch Informationen zu den ökologischen Ansprüchen von 48, vorwiegend tropischen und subtropischen, Kulturpflanzen abgelegt. Die Bodendatenbank ist derart angelegt, daß die in der Landschaft bestehende Verknüpfung zwischen Bodenverbreitung, Ausgangsgestein und Geomorphologie in der

Datenstruktur berücksichtigt wird, wie es in dem von der FAO für nationale und globale Inventarisierungen vorgeschlagenen Datenbankkonzept SOTER (Soil and Terrain Digital Database) vorgeschlagen wird (FAO 1993). Daraus ergibt sich eine hierarchische, relationale Datenstruktur, in der die sogenannten "Terrain units" die oberste Einheit darstellen, die in ein bis mehrere "Terrain components" unterteilt werden können. In den "Terrain components" können wieder ein bis mehrere "Soil components" vorkommen. Die Soil components, die in den meisten Fällen dem deutschen Klassifikationsniveau der Bodenform entsprechen, sind in der Datenbank durch ein "Profile set", d.h. in der Regel mehrere Beispielprofile repräsentiert (Abb. 2).

Ergebnisse

Unter anderem wurde im Informationssystem SPICE ein parametrischer Ansatz zur Ertragsabschätzung einzelner Kulturpflanzen in Abhängigkeit von Klima und Bodeneigenschaften implementiert (Sys et al. 1991, Gaiser und Graef 2001). Diese Anwendung schätzt den Pflanzenertrag zuerst auf der Ebene der Einzelprofile. Dann werden daraus durch Aggregation (gewichtetet Mittelwerte) die mittleren Ertragsniveaus für die Soil components, Terrain components bis hin zu den Terrain units gebildet. Der Vorteil dieser Vorgehensweise ist, daß die Information über die Variabilität der Ertragspotentiale in den einzelnen Landschaftseinheiten erfaßt wird, was wiederum nur durch das gewählte Datenmodell möglich ist. Die Abbildung 3 zeigt, daß die Variabilität der Ertragspotentiale in den Terrain units (Abb.3a), den Terrain components (Abb.3b) und unter Umständen sogar in den Soil components (Abb.3c) sehr hoch sein kann. Dies unterstreicht die Bedeutung der gewählten Vorgehensweise sowie des gewählten Datenmodells. Falls neben den Informationen über die Flächenanteile auch die Geometrien und die geografische Lage der Untereinheiten der Terrain units bekannt sind, können auch größermaßstäbige Auswertungskarten erzeugt werden. Damit ermöglicht das Datenmodell ein problemloses

Up- und Downscaling von Information je nach Bedarf der Anwender.

Schlußfolgerung

Die hierarchische Struktur der Bodendaten im Informationssystem SPICE erlaubt die Bereitstellung von Flächeninformation auf verschiedenen Maßstabsebenen. Die in SPICE implementierte Anwendung zur Abschätzung der Ertragsfähigkeit ermöglicht die Identifizierung und Quantifizierung von Flächen mit hohem landwirtschaftlichen Potential für eine Vielzahl von Kulturpflanzen. Allerdings setzt dies in einigen Fällen eine Kalibrierung der Methode für bestimmte Kulturpflanzen voraus.

Referenzen

FAO, 1993: Global and national soils and terrain digital databases (SOTER). Procedures manual. World Soil Resources Reports 74. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 122 p.
 Sys, C., Van Ranst, E., Debaveye, J., 1991. Land evaluation, Part II: Methods in land evaluation, Agricultural Publications, General Administration for Development Cooperation.
 Gaiser, T., Greaf, F., 2001: Calibration of a parametric land evaluation method for cowpea and pearl millet production in semiarid regions. Agronomie. (accepted).

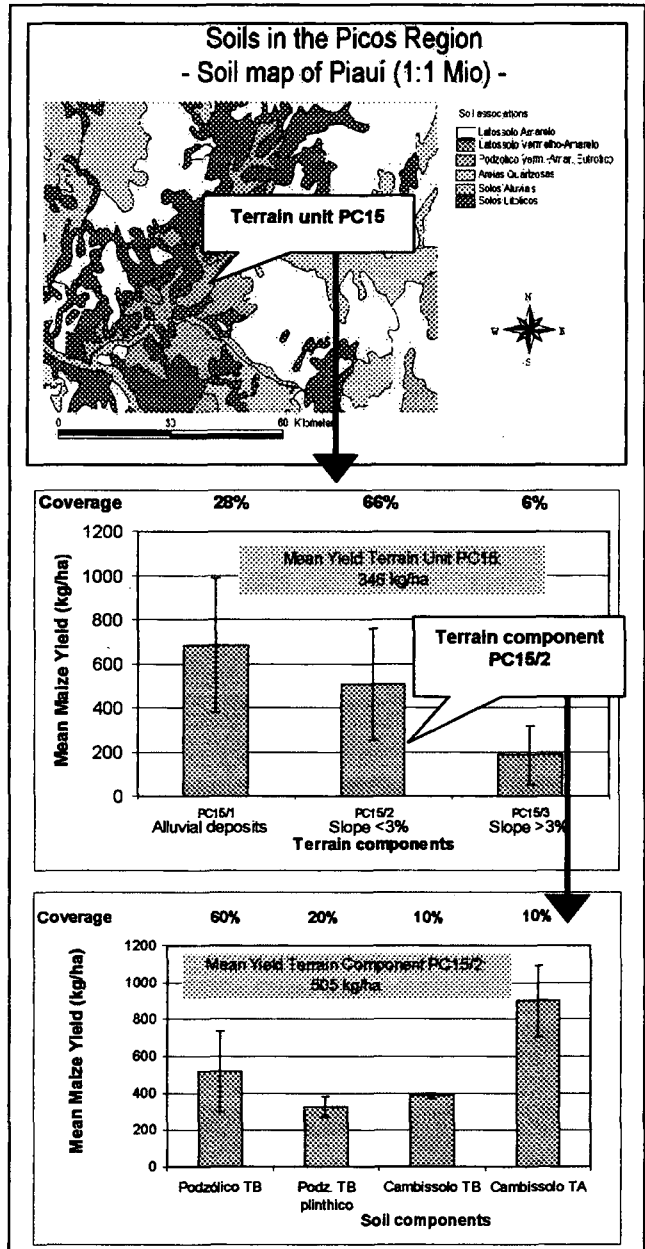


Abb. 3: Schätzung der Ertragsfähigkeit auf verschiedenen Maßstabsebenen: mittlerer Ertragsfähigkeit und deren Streubreite pro (a) Terrain unit, (b) Terrain component - am Beispiel der Terrain unit PC15 - und (c) pro Soil component

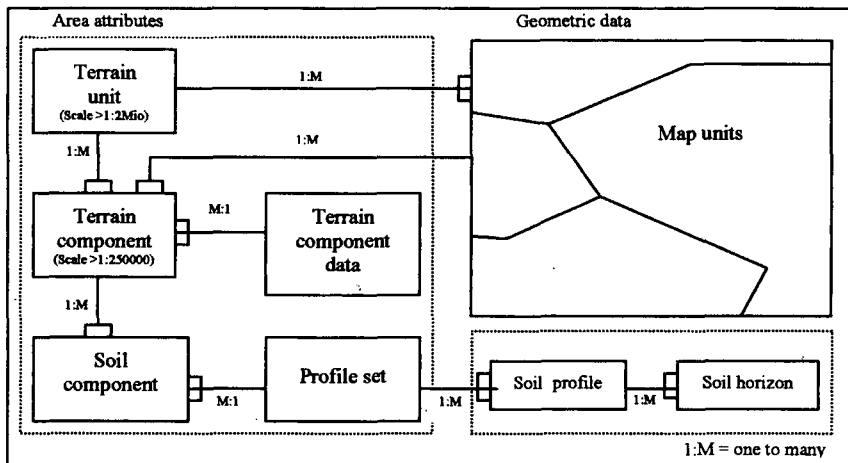


Abb.2: Datenmodell der Boden- und Geländedatenbank gemäß der SOTER Methodologie (FAO 1993)

GENESE UND KLASSIFIKATION VON MARSCHEN

Luise Giani*

Einleitung

Die Genese von Marschböden ist immer noch nicht endgültig geklärt. Seit Jahrzehnten werden verschiedene Theorien kontrovers diskutiert, ohne einen fachwissenschaftlichen Konsens zu erzielen. Diese Kontroverse schlägt sich auch in der Bodensystematik nieder, die große Schwierigkeiten erkennen läßt, verschiedene Theorien zur Kongruenz zu bringen.

Mittlerweile liegen neuere Ergebnisse zur Entwicklung von Marschböden vor. Diese betreffen insbesondere die Entwicklung von kalkfreien Marschen und Organomarschen. Im folgenden werden diese Ergebnisse zusammengestellt. Auf deren Grundlage wird dann ein allgemein gültiges Schema der Geopedogenese von Marschböden abgeleitet, das die Kontroverse verschiedener Entwicklungstheorien auflöst. Konsequenzen für die Klassifikation werden diskutiert.

Ergebnisse und Diskussion

Nach wie vor ist die Genese kalkfreier Marschböden (Kleimarschen) (AK Bodensystematik, 1998) strittig. Zum einen wird entsprechend Brümmer (1968) angenommen, daß sie sich pedogen nach Entkalkung aus Kalkmarschen entwickeln (Abb. 1, I), zum anderen wird nach Müller (1954) davon ausgegangen, daß eine Ablagerung kalkfreier Sedimente im brackigen Milieu erfolgte und somit daß Fehlen von Carbonaten geogen bedingt ist (Abb. 1, II). Die erste Theorie wird gestützt durch die Tatsache, daß rezente, initiale Marschböden (Rohmarschen) im marinen und auch im brackigen Milieu im allgemeinen kalkhaltig sind (z.B. Tab. 1, Profile 1, 2) und eine Sedimentation marinogener Sedimente ohne Kalkanteil wenig plausibel erscheint. Kalkfreie Äquivalentböden (Mangrovenböden) (Tab.1, ebenfalls kalkfreie Bildungen mit hohen Humusgehalten (Tab. 1, Profil 3) und insbesondere die kürzlich entdeckten kalkfreien initialen Marschböden Spiekeroogs, bei ansonsten typischen Eigenschaften (Tab.1, Profil 5), haben indes dazu geführt, diese Entwicklungstheorien neu zu überdenken.

Es ist wahrscheinlich, daß die für eine totale Entkalkung in der Initialphase bestimmenden Prozesse die Dauer und/oder die Intensität der Schwefeldynamik und die Sedimentationsrate sind (Ahrens et al., 2001). Ist die S-Dynamik wenig intensiv bei gleichzeitig kurzer Dauer der Initialphase und hoher Sedimentationsrate, die rezent typische Konstellation, gehen die Marschböden kalkhaltig in die terrestrische Phase über. Versauerungsschübe, die aufgrund der S-Metabolik unweigerlich auftreten, werden durch die ständige Anlieferung neuer Carbonate überkompensiert (Abb.1, I). Dauert die Initialphase bei geringer Sedimentanlieferung allerdings lange an, so kann es, wie im Fall von Spiekeroog, bereits initial zu einer totalen Entkalkung kommen (Abb.1, III) (Ahrens et al., 2001). Diese auf Spiekeroog rezent vorgefundene Situation ist auch für heute alte, kalkhaltige Marschen, insbesondere die Brackmarschen Niedersachsens (Müller, 1954) wahrscheinlich. Dafür sprechen die im Vergleich

zur gegenwärtigen Situation geringen Sedimentationsraten und hohen Tongehalte dieser Böden. Schlußfolgernd ergibt sich daraus, daß sich Kleimarschen (AK Bodensystematik, 1998) auf zwei unterschiedlichen Wegen entwickeln bzw. entwickelt haben (Abb. 1, I und III). Wie in Abb. 1, III dargestellt, spielt die Salinität des Ablagerungsraums keine Rolle (Giani & Landt, 2000). Diatomeenuntersuchungen (Giani & de Wolf, 1990) und insbesondere Pollenanalysen (Prof. Behre, Inst. f. Küstenforschung (Wilhelmshaven)), die noch vertieft werden sollen, weisen eher auf frühere marine Verhältnisse hin.

Tab. 1: Carbonatgehalte verschiedener Rohmarschen: Profil 1: (Norm)-Rohmarsch mit *Puccinellia*-Bewuchs, Elisabeth-Außengroden (Giani, 1992), Profil 2: (Brack)-Rohmarsch mit *Bolboschoenus*-Bewuchs, Dollart (Giani & Landt, 2000), Profil 3: humusreiche Rohmarsch mit *Puccinellia*-Bewuchs, Jadebusen (Giani & Giani, 1990), Profil 5: Rohmarsch mit *Festuca*-Bewuchs, Spiekeroog (Ahrens et al., 2001)

Profil 1		Profil 2		Profil 3		Profil 5	
Hor.	CO ₃ ⁻ %	Hor.	CO ₃ ⁻ %	Hor.	CO ₃ ⁻ %	Hor.	CO ₃ ⁻ %
mGo	7,2	bA-Go	11,5	mGo	9,0	mA(h)	0
mGor	5,2	bGo ₁	9,7	mGr*	8,6	mGo	0
mGr	7,0	bG(o)r	9,6	mGr*	6,8	II	0
		bGr	8,6	mGrh	0	mGor	0
				mGrh	0	mGr	0
				mGrh	0		
				mGr*	7,2		

*Beprobung alle 10 cm

Neue Ergebnisse gibt es auch bezüglich der Organomarschen. Danach sind die Unterschiede zwischen typischen und schwefelreichen Organomarschen nur graduell (Giani et al., 1997). In beiden Fällen kann *Phragmites* angetroffen werden, beide weisen hohe Schwefelgehalte auf mit eher graduellen und fließenden Unterschieden in den durch Schwefel bestimmenden Eigenschaften. Wahrscheinlich bestanden in der geogenen Phase der Entwicklung kleinräumig nur gering unterschiedliche Bedingungen für die Schwefeldynamik, die in unmittelbarer Assoziation zur Entwicklung von typischen und schwefelreichen Organomarschen geführt haben, heute sichtbar in der eng verzahnten Vergesellschaftung beider Böden. Wahrscheinlich ist genetisch ebenfalls eine große Nähe von Organomarschen zu den kalkfreien Marschböden (Brackmarschen) Niedersachsens (Müller, 1954) gegeben. Sie treten immer in direkter Nachbarschaft auf, beide haben meistens sehr hohe Tongehalte und auch in den Brackmarschen kann Jarosit auftreten (Müller, 1994).

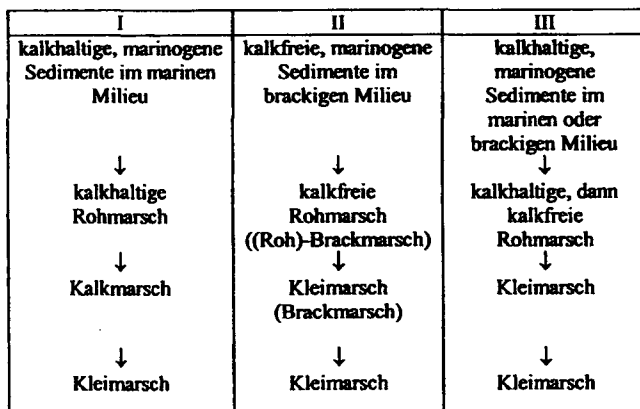


Abb. 1: Theorien der Genese von heute kalkfreien Marschböden

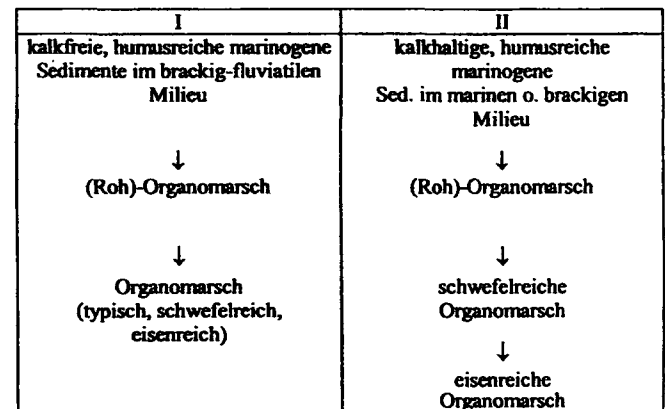


Abb. 2: Theorien der Genese von Organomarschen

* Carl-von-Ossietzky Universität Oldenburg, FB 7 Biologie, Geo- und Umweltwissenschaften, AG Bodenkunde, Postfach 2503, D-26111 Oldenburg e-mail: luise.giani@uni-oldenburg.de

Neue Ergebnisse liegen auch bezüglich der geopedogenen Initialphase von Organomarschen vor, für die bis jetzt eine Sedimentation von kalkfreiem Material unter brackig-fluviatilen Bedingungen angenommen wird (Abb. 2) (Müller, 1954; AK Bodensystematik, 1998). Nach dem neuesten Kenntnisstand wird davon ausgegangen, daß die Salinität für die typischen Eigenschaften dieser Böden keine Rolle spielt. *Phragmitis*-Vorkommen sprechen für brackige Verhältnisse, rezente treten aber auch marine, initiale Organomarschen auf (Giani & Giani, 1990). Schwefelreiche Organomarschen mit Jarosit und einem pH-Wert < 3,5 gehören zu den Actual Acid Sulfate Soils (Pons, 1973). Ihr charakteristischer Bodenbildungsprozess ist die Bildung von Jarosit ($\text{FeS}_2 + 15/4 \text{O}_2 + 5/2 \text{H}_2\text{O} + 1/3 \text{K}^+ \rightarrow 1/3 \text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 + 3/4 \text{SO}_4^{2-} + 3 \text{H}^+$) (Abb.3). Dieser Phase geht immer eine Potential Acid Sulfate Soil Phase mit intensiver

Schwefeldynamik und Pyritakkumulation ($\text{Fe}_2\text{O}_3 + 4 \text{SO}_4^{2-} + 8 \text{CH}_2\text{O} + 1/2 \text{O}_2 \rightarrow 2 \text{FeS}_2 + 8 \text{HCO}_3^- + 4 \text{H}_2\text{O}$) voraus (Abb.3) (z.B. Langenhoff, 1986).

In keinen Entwicklungszusammenhang konnten bisher die eisenreichen Organomarschen (Müller et al., 1977) gestellt werden. Heute steht allerdings außer Frage, daß es sich um Weiterentwicklungen von schwefelreichen Organomarschen handelt. Jarosit hydrolysiert zu Goethit ($1/3 \text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6 \rightarrow \text{FeOOH} + 2/3 \text{SO}_4^{2-} + 1/3 \text{K}^+ + \text{H}^+$) (Abb. 3). Die Schwefelmerkmale verschwinden gänzlich, in vielen Eigenschaften ähneln diese Böden den typischen Organomarschen (Giani et al., 1997), Kennzeichen bleibt ein vergleichsweise erhöhter Eisengehalt.

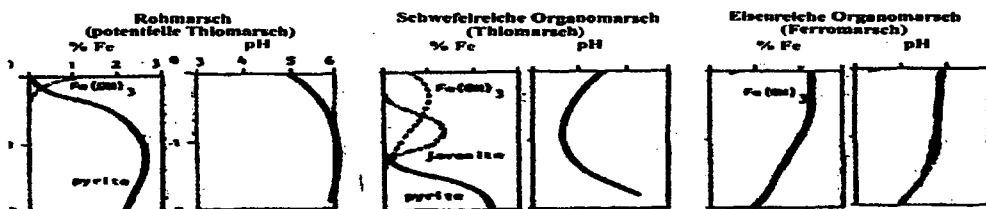


Abb. 3: Charakteristische Marschbodenentwicklung bei hohen Humusgehalten und intensiver Schwefeldynamik (verändert n. Langenhoff, 1986).

Schlußfolgerung

Allen Marschböden ist gemein, daß sie sich aus marinogenen Sedimenten entwickelt haben. Die Salinität während der geopedogenen Initialphase ist nicht relevant. Wesentliche Faktoren sind vielmehr die Schwefeldynamik, die Zeitdauer der geopedogenen Initialphase und die Sedimentationsrate, so daß die Kalkmarschen und die sich daraus weiter entwickelnden Böden genetisch grundsätzlich von den anderen abzugrenzen sind (Abb. 4), als daß sie allein durch eine hohe Sedimentationsrate und geringe Initialentwicklungszeit gekennzeichnet sind. GEGENSÄTZLICH dazu stehen die weiter unten aufgeführten Marschböden, ihr wesentlicher Unterschied untereinander ist die durch steigende Humusgehalte hervorgerufene intensivierte Schwefeldynamik. Entsprechend dieser Synopse und die wissenschaftliche Kontroverse zur Marschengenese (Müller, 1954, Brümmer, 1968) auflösend, gibt es zwei unterschiedliche

Wege zur Entstehung von heute kalkfreien Marschböden (Abb. 4). Die Frage ist, ob dies bei einer genetisch orientierten Bodensystematik zum Ausdruck kommen sollte. Unterschiedliche Eigenschaften, die ebenfalls eine unterschiedliche Weiterentwicklung präformieren, sprechen dafür. Die gleiche Frage ist bezüglich der pedologisch verwandtschaftlichen Nähe von Brackmarschen, typischen Organomarschen und schwefelreichen Organomarschen zu stellen. Bei stringenter Berücksichtigung der Bodengenetik müßten auch die S- und Fe-reichen Organomarschen in der Klassifikation eine stärkere Berücksichtigung finden, sind ihre charakteristischen Entwicklungsprozesse mindestens ebenso drastisch und profilprägend wie die klassische Entwicklung von der kalkhaltigen Rohmarsch bis zur Kleimarsch und darüber hinaus.

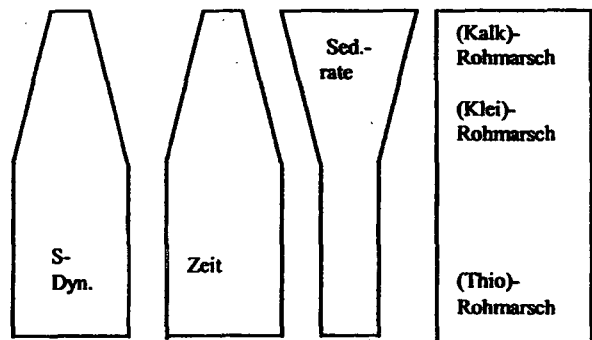
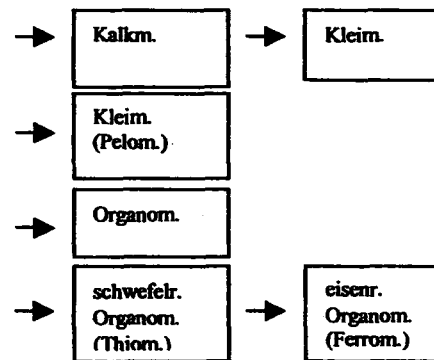


Abb. 4: Geopedogenese von Marschböden



Literatur

AK Bodensystematik (1998), Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 88, 1-180.
 Ahrens, V. & L. Giani (2001), Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges. (im Druck)
 Brümmer, G. (1968), Diss. Univ. Kiel.
 Giani, L. (1992), Habilschr. Univ. Oldenburg.
 Giani, L. & D. Giani (1990), Geoderma, 47, 151-157.
 Giani, L. & H. de Wolf (1990), Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 153, 385-388.
 Giani, L. & A. Landt (2000), Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 163, 549-553.

Giani, L. et al. (1997), Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 160, 15-20.
 Langenhoff, R. (1986), STIBIKA, Wageningen, 6978, 1-139.
 Müller, W. (1954), Diss. Univ. Gießen.
 Müller, W. (1994), Z. Pflanzenernähr., Bodenk., 157, 1-9.
 Müller, W. et al. (1977), Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 24, 15-100.
 Noormann, M. et al. (1999), Mitt. Dtsch. Bodenk. Ges., 91, 1061-1065.
 Pons, L.J. (1973), in: Dost, H. (ed.), ILRJ-publ., Wageningen, 18.

Erfassung und Bewertung der physiko-chemischen Retentionsfunktion rekultivierter Oberflächen im Bereich ehemaliger Tagebaue (Sachsen)

Dagmar Haase, Matthias Rosenberg & Robert Mikutta¹

Die große Heterogenität rekultivierter Oberflächen ehemaliger Braunkohletagebaue, deren Substrate und Böden erfordert angepasste Aufnahme- und Bewertungsverfahren für deren landschaftshaushaltliche Funktion bzw. zukünftige Nutzungseignung. Insbesondere die Bodenfunktionen der rekultivierten, künstlich veränderten Oberflächen hinsichtlich der Speicherung und Freisetzung von Stoffen und der Abflussregulation können für großflächige Rekultivierungsgebiete wie den Südraum Leipzig in Sachsen (250 km²) von entscheidender Bedeutung für den Stoff- und Wasserhaushalt der Region sein. Infolge des Tagebaues im Mitteldeutschen Braunkohlerevier zwischen Leipzig und Altenburg wurden große Bereiche des Flussverlaufes der Weißen Elster sowie deren Vorfluter Pleiße, Whyra und Schnauder verlegt, abgeschnitten bzw. verbaut und somit ihrer natürlichen Hochwasser- und Stoffretention für das Elstereinzugsgebiet (> 5300 km²) beraubt. Zusätzliche Grundwasserabsenkungen führten zu einer dramatischen Beeinflussung des regionalen Hydroregimes, in welchem große Teile der einst verbreiteten Auensedimente abgebaut wurden. Im Zuge der Rekultivierung einiger Großtagebaue wurden Flächen aufgeschüttet und mit neuen bzw. Kippen-Oberflächenmaterialien versehen. Die sozioökonomische Funktion der ehemaligen Tagebaue Cospuden und Zwenkau veränderte sich von der reinen Produktions- zur Erholungsfunktion: es entstehen Seen, welche von Strandbereichen umgeben sind sowie aufgeschüttete Sukzessionsflächen.

Es muss die Frage nach einem „Ersatz“ der ehemaligen Auenbereiche für die Wasser- und Stoffretention durch die „neuen Oberflächen“ der ehemaligen Kippen bzw. Tagebaue in den Raum gestellt werden. Da die Beantwortung dieser Frage nur durch eine aktuelle Analyse der physiko-chemischen Retentionsfunktion der Rekultivierungsbereiche möglich ist, wurden mittels Felduntersuchungen in-situ sowie einer digitalen Erweiterung vorhandener Vektor-Bodendaten der Status und die Dynamik der Boden- und Substrateigenschaften anhand von Testflächen bewertet.

Material und Methoden

Als Grundlage für die Kartierung der Kippenböden lag eine Bodenübersichtskarte vor, welche auf Basis der Mittelmaßstäbigen Standortkartierung (MMK), der Forstlichen Standortkartierung (FSK) sowie bodengeologischer Kippengutachten erstellt wurde, welche Leit- und Begleitbodenformen sowie bodenphysikalische und -chemische Informationen/Aussagen zu nutzungsbezogenen Bodenpotentialen enthalten:

- analoges bzw. digitales Kartenmaterial (Vektor- und Rasterdatensätze) sowie Satellitenbilder des indischen Satelliten IRS (panchromatisch, Raster),
- Informationen zum Schüttgut der Seenrandbereiche (Ökoplan Knoll GmbH Leipzig),
- bodenchemische und -physikalische Felddaten (in-situ-Methoden nach NEUMEISTER ET AL. 1997), externe Gutachten sowie
- Bewertungsverfahren und -methoden für landschaftliche Funktionen (MARKS ET AL. 1992, MÜLLER & ZEPP 1999, KA4 1994).

Im Untersuchungsraum wurden im Zuge der Rekultivierung und Vorbereitung des EXPO-Projektes "Seenlandschaft" (2000) bodenkundliche/geologische Gutachten verfasst, welche die Situation nach Beendigung der Tagebautätigkeit beschreiben und das "Vorkommen" von Rohbodenformen im Untersuchungsgebiet dokumentieren, die eine Folgenutzung (Erholung, Aufforstung) ermöglichen. Die Erfassung der Substrate im Gelände erfolgte anhand der KA 4 (1994) und der Anleitung zur Klassifizierung von Kipp-Bodenformen nach WÜNSCHE ET AL. (1981).

Ergebnisse

Die untersuchten Böden weisen aufgrund ihres geringen Alters kaum Bodenmerkmale auf, Humusaufgaben sind nicht vorhanden oder sehr gering mächtig (Tab.1). Mit steigendem Grundwasser sind Auswirkungen auf bodenphysikalische, -chemische und -biologische Verhältnisse der bislang anhydromorphen Kippenböden zu erwarten. Substratdifferenzierend konnten für quartäre bindige Substrate ein mäßig bis hoher Mineral- und Nährelementenvorrat sowie entsprechend ihres Tongehaltes sorptiv-pufferstarke Eigenschaften ermittelt werden, während quartäre sandige Substrate dagegen geringe Mineralgehalte sowie ein niedriges Sorptions- und Puffervermögen aufweisen. Sie sind locker gelagert. Tertiäre Substrate weisen unterschiedlich hohe Mengen an sulfidisch gebundenem Schwefel und niedrige pH-Werte auf, der das Säurepotential sowie den Anteil des freien Aluminiums und Eisens am Sorptionskomplex bestimmt (Abb.1,2).

	Hauptbodenform	Leitbodenform nach WÜNSCHE et al. (1981)
Kipp – Böden		
1	mgS – Kp	Kipp – Mittelgrobsand
3	mS – Kp	Kipp – Mittelsand
4	klS – Kp	Kipp – Kieslehmsand
5	kS – Kp	Kipp – Kiessand
6	kx lS – Kp	Kipp – Kieskohlelehmsand
7	L – Kp	Kipp – Lehm
8	olV – Kp	Kipp – Auenlehm
9	xlS – Kp	Kipp – Kohlelehmsand
11	xS – Kp	Kipp – Kohlesand
natürliche Böden		
12	olV	Auenlehm

Tab.1: Klassifikation der gekippten Substrate im Untersuchungsraum (nach WÜNSCHE ET AL. 1981)

Die Sorptionskapazität wird durch feinverteilte kohlige Substanzen erhöht, die zu einer Festlegung des Stickstoff- und Phosphors beitragen. Die jungen Kippböden in Cospuden weisen nur geringe stoffliche Belastungen auf,

¹ Sektion Angewandte Landschaftsökologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoserstrasse 15, 04318 Leipzig, e-mail: haase@lalok.ufz.de. Die Feldarbeiten wurden von Matthias Rosenberg und Robert Mikutta während eines Praktikums im Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Sektion Angewandte Landschaftsökologie, durchgeführt.

die aus nasser und trockener Deposition resultieren. Die gekippten natürlichen Substrate (Auenlehme) zeigen ein unterschiedlich starkes Puffer- und Sorptionsvermögen. Die Böden mit einem hohen Anteil an bindigen bzw. kohlehaltigen Substraten weisen ein höheres Sorptions- und, in Abhängigkeit vom pH-Wert, auch höheres Puffervermögen auf (z.B. Kipp-Lehme, Auenlehm).

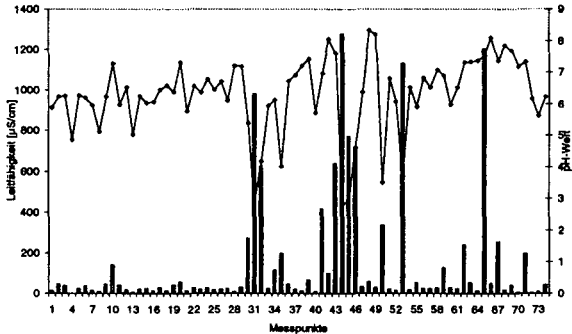


Abb.1: Zusammenhang zwischen pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit der oberflächennahen Substrate im Bereich Cospuden

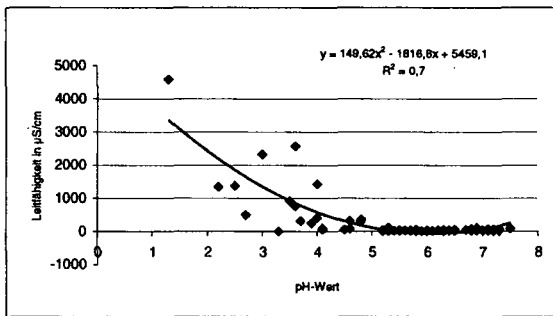


Abb.2: Korrelation zwischen pH-Wert und elektrischer Leitfähigkeit (Zwenkau)

In weiten Bereichen des Nordrandes des Tagebaues Zwenkau dominierende quartäre Lehme, bzw. Lehmsande weisen günstige Bedingungen für die pflanzliche Besiedlung und forstliche Nutzung auf, denn ein überwiegend schwach saures bis neutrales Bodenmilieu erlaubt dem Boden eingetragene, sauer wirkende Verbindungen effektiv zu puffern.

Der Beitrag zur Abflussregulation ist bei allen Flächen als hoch einzuschätzen, eine geplante forstliche Nutzung wird zukünftig zu einer noch effektiveren Wasserretentionskapazität beitragen welche sich (a) aus dem wachsenden Baumbestand, (b) aus der zunehmenden Mächtigkeit der Ah-Horizonte als auch (c) aus dem in das oberflächige Substrat eingemischten Kiesanteil abzuleiten ist. Problembereiche der neuen Oberflächen stellen in Zwenkau ebenfalls tertiäre, nicht meliorierte Ausgangssubstrate dar, deren Kohleanteile auch mittelfristig ein hohes Säurepotential freisetzen können. Hinzu kommt eine durch niedrige pH-Werte verminderte Besiedlung durch säuretolerante Pflanzenarten, so dass sich die Abflussverhältnisse nur langsam stabilisieren können, so dass der geringe Bedeckungsgrad dieser Flächen bevorzugt im geneigten Gelände eine erhöhte Erosionsanfälligkeit aufweist, die sich in Form von flächenhaften Spüleignissen (Starkregen) und Erosionsrinnen ausdrückt. Eine Melioration würde hier zumindest in den obersten Zentimetern des

Bodens zur Neutralisierung der Säuren führen und den Weg für eine Pflanzensukzession bereiten; die Erosionsanfälligkeit würde sich damit verringern. Schluffreiche Flächen (v.a. Tertiärsedimente) zeigen geringe pH-Werte und hohe elektrische Leitfähigkeiten. Auch hier lassen sich erosive Prozesse (Spülmarken) beobachten. Abgestorbener Jungwuchs belegt, dass die Toleranzgrenze weit überschritten ist. Auf diesen Flächen zeigt sich dass ein (zu) hoher Kiesanteil die Pflanzensukzession vermindert und somit das Retentionspotential beschränkt. Eine Neutralisierung der sauren Substrate würde eine schnellere Pflanzenbesiedlung ermöglichen. Die verwendeten Bewertungsverfahren zur Abschätzung der Abflussregulationsfunktion und des Widerstandes gegen Wassererosion wurden für die Anwendung auf die durch Substratheterogenität gekennzeichneten Flächen modifiziert, in dem der relative Anteil der ökologisch unterschiedlich wirksamen Bodenarten, die auf einer Fläche kartiert wurden, bei der Bewertung berücksichtigt wurde (Tab.2). Eine höhere Auflösung bietet die Bewertung des Widerstandes gegen Wassererosion, welche zu mittleren, langjährigen also quantitativen Bodenabtragswerten führt. Hier wurde das Verfahren der Substratheterogenität durch die Einbeziehung der Anteile der verschiedenen Bodenarten je Fläche angepasst. Die bestimmten Bodenabtragswerte verweisen im Vergleich deutlich auf die im Gelände gemachten Beobachtungen.

F	V	In	Inf	Feld	Kies	Punkte _{ges}
1	4	3	3,3	3,7	-	14
2	4	5	3,3	3,6	-	16
3	4	5	3,0	4,1	-	16
4	4	5	3,6	3,6	-	16
5	4	4,5	3,3	3,7	-	16
6	4	4,5	3,6	3,1	1	16
7	4	4,5	3,3	3,9	1	17

Punkte ≥ 18 sehr hoher Beitrag zur Abflussregulation
 Punkte 14-17 hoher Beitrag zur Abflussregulation
 Punkte 10-13 mittlerer Beitrag zur Abflussregulation
 Punkte 7-9 geringer Beitrag zur Abflussregulation
 Punkte ≤ 6 sehr geringer Beitrag zur Abflussregulation

Tab.2: Punktsommen zum Beitrag der Abflussregulation (nach MARKS ET AL. 1992, KA4 1994)

Für die Bewertung der untersuchten Flächen hinsichtlich der Retentionsfunktion und Pufferkapazität sind weitere, kleinräumigere vertikale und horizontale Erfassungen der Kipp-Substrate notwendig, um bodenchemische und -physikalische Prozesse zu erfassen. Dazu gehören u.a. die Bestimmung der Kohlenstoff-, Kalziumkarbonat- und Schwefelgehalte sowie Körnungszusammensetzung, die eine stärkere Differenzierung der Kippen erlauben.

Literatur: AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Auflage, Hannover. MARKS, R., MÜLLER, M.J., LESER, H. & H.-J. KLINK (Hrsg., 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes, Trier. ZEPP, H. & M.J. MÜLLER (1999): Landschaftsökologische Erfassungsstandards. Flensburg. NEUMEISTER, H., HAASE D. & R. REGBER (1997):Methodische Aspekte zur Ermittlung von Versauerungstendenzen und zur Erfassung von pH-Werten in Waldböden.- In: Petermanns Geogr. Mitteilg., 141, Heft 5+6, Gotha, S. 385-399. WÜNSCHE, M., OEHME, W.-D., HAUBOLD, W., KNAUF, C., SCHMIDT, K.-E., FROBENIUS, A., ALTERMANN, M. (1981): Die Klassifikation der Böden auf Kippen und Halden in den Braunkohlerevierern der Deutschen Demokratischen Republik.- Neue Bergbautechnik, 11, 1, Freiberg-Halle.

Methoden zur Zuweisung von Flächeninhalten auf der Grundlage der Interpretation vor-handener Unterlagen und Karten (Erstellung von Konzeptbodenkarten)

J. Hannemann & J. Hering *

Vor dem Hintergrund, daß die Verarbeitung von bodenkundlich relevanten Daten und deren Ergebnisdarstellung in Karten themenübergreifenden Charakter besitzt, ist eine Beschreibung des komplexen Systems Pedosphäre mit Unsicherheiten und Unschärfen behaftet. Die Konturen und Inhalte von Kartiereinheiten in einer Konzeptkarte sind das Ergebnis der Selektion, Kombination, Interpretation, Zusammenfassung und Verallgemeinerung dieser verschiedensten thematischen Informationen (Geologie, Bodenschätzung, ältere Bodenkarten, Fernerkundungsdaten, Geomorphologie, Hydrologie, Klima etc.).

Ziel der im folgenden vorgestellten Methode ist es, den Prozeß der Konzeptkartenerstellung so zu objektivieren, daß der kartierende Bodenkundler in seiner Entscheidungsfindung bei der Flächenabgrenzung und -charakterisierung optimal unterstützt wird. Die Methode soll für die Konzeptbodenkarte am Blatt Königs Wusterhausen (M 1 : 50 000) getestet und weiterentwickelt werden. Ein Schwerpunkt bildet dabei die Entwicklung von Regeln für die Ableitung von bodenkundlichen Inhalten aus thematisch unterschiedlich gearteten Punkt- und Flächendaten. Diese dienen der Flächenabgrenzung und Inhaltszuweisung. Der Ansatz stützt sich dabei nicht auf eine scharfe Abgrenzung und Inhaltsbeschreibung von Kartiereinheiten (Einzelflächen). Es soll auch in der Kartendarstellung berücksichtigt werden, daß diese Einheiten mehr oder weniger kontinuierlich ineinander übergehen. Das betrifft sowohl den bisher durch eine Linie gekennzeichneten Grenzsäum als auch die inhaltliche Unschärfe (Merkmalspektrum) von Flächeneinheiten. Die Kartiereinheiten werden von Leitböden als inhaltlicher Kern bestimmt, die im Randbereich Merkmale zunehmend neuer Qualitäten (Böden) aufweisen. Die in Karten ausgewiesenen Kartier- und Legendeneinheiten besitzen meist ein gewisses Spectrum an Inhalten. Dieses Spectrum wird aus mehreren Informationsebenen (Themen von Karten und Punktinformationen meist verschiedener Nomenklatur s.o.) abgeleitet. Die Inhalte verschiedener Themen werden dabei vorwiegend qualitativ interpretiert. Desweiteren besitzen diese Interpretationen unterschiedliche Aussagegüte. Somit erscheint ein Fuzzy-Ansatz als gerechtfertigt und sinnvoll.

Informationsebenen (Auswahl) und deren Wichtung

Bei der Interpretation von Karten muß berücksichtigt werden, daß die Beschreibungen der Flächeninhalte und die Grenzziehung immer nur die Aussageschärfe des betrachteten thematischen Ziels in einem definierten Maßstabes bedienen (z. B. Ausweisung von petrographischen und stratigraphischen Einheiten in der geologischen Karte). So kann ein Geschiebemergel in der *geologischen Karte* sehr unterschiedliche bodenkundlich relevante Ausprägungen besitzen, die nicht das Ziel der Ursprungskarte sind. Diese Unschärfen in der Interpretation können durch die Verwendung weiterer Themen wie beispielsweise der

Hinzunahme punktuell vorliegender Daten minimiert werden (Einträge der Schichtungen in den geologischen Karten). Auch die Klassenflächen und -zeichen der *Bodenschätzung* werden als eine verfügbare Datenquelle abgefragt und liefern eine mehr oder weniger breite *Interpretationsspanne* für Boden- und Substratsystematische Einheiten. Digital vorliegende Punktdaten in Form der Grablochbeschriebe der Bodenschätzung verbessern die Aussage für Klassenflächen enorm, d. h. die Spannbreite der bodenkundlichen Interpretationen wird verringert (Minimierung der inhaltlichen Unschärfe).

Die verschiedenen Kartenthemen und Punktinformationen, die zur bodenkundlichen Beschreibung herangezogen werden, werden hinsichtlich Ausprägung und Intensität im Raum (vertikal und horizontal) interpretiert.

Die verschiedenen Informationsebenen sind bei der Interpretation unterschiedlich zu wichten. Dies ist abhängig vom Interpretationsziel (Zielkategorie). Dies kann die Beurteilung eines konkreten Bodenbildungsprozesses wie die Vergleyung, kolluviale Umlagerung usw. sein. Hier würde die Informationsebene Relief eine höhere Wichtung erhalten als z. B. bei der Zielkategorie Lessivierung. Bei letzterer würde die Informationsebene Geologie (Substratverbreitung) eine höhere Wichtung erhalten als die Informationsebene Relief.

Definition von Zugehörigkeiten (Fuzzy-Ansatz)

Zugehörigkeitsgrade der Objekte (s. Abb. 1) müssen für die Interpretationsergebnisse verschiedener Themen ermittelt werden. Die *Zugehörigkeitsgrade* von Objekten zu Zielkategorien werden systematisch und empirisch bestimmt. *Zielkategorien* werden hier als unscharfe Mengen verstanden, die durch die Zugehörigkeitsgrade der Objekte definiert sind.

Objekt (Bodensystematische Einheit)	Zielkategorie											
	Verbraunung	Podsolierung	Lessivierung	Bänder	Grundwasser (recent)	Grundwasser (relictisch)	Stauwasser	Bioturbation	kolluvial	Kalk	Humus	... weitere Merkmale
BB-LF	0,8		1									
LF-BB	1		0,8									
LLd-BB	1		0,7	0,2								
SS-LF			1				0,8					
LFn			1									
SS-YK							0,8		1			
rGG						0,8						
LLn			0,9									
rGG-LF			1			0,8						
GGh					1						0,8	

Abb. 1 : Matrix der Zugehörigkeitsgrade Bodensystematischer Einheiten zu Zielkategorien pedogenetisch relevanter Prozesse und Merkmale für ein Thema (z. B. Bodenschätzung)

* J. Hannemann & J. Hering

Die Abstufungen innerhalb der Zielkategorien können in dem vorgestellten Beispiel als unterschiedliche Intensitäten der Pedogenesen aufgefaßt werden. Die Einzelinformationen, die z. B. die Bodenformen beinhalten, werden aufgelöst bzw. atomarisiert. So können für Flächen Aussagen zur Intensität pedologischer Prozesse gemacht werden, indem mittlere Zugehörigkeiten bestimmt werden (Mittelung in den Spalten der Abb. 1).

Verschneidung und Interpolation

Die Verschneidung der Flächen erfolgt inhaltlich durch die Anwendung von IF ... THEN -Regeln, wodurch Pedogenesen und Substrate für die entsprechenden Flächen abgeleitet werden. Die Bearbeitung einer Indizienkette, die iterative Prüfungen bestimmter Bedingungen vornimmt, soll zur Generierung der Flächenaussagen führen. Die Geometrien der entstandenen Flächen werden durch Punktklassenbildung aufgelöst. Dies erreicht man durch Zuweisung bodenkundlicher Inhalte an die Punkte eines in die Flächen gelegten Rasters. Dadurch können Schätzverfahren (Kriging) Anwendung finden. Sie quantifizieren und kategorisieren Saum-/Übergangsbereiche in vertikaler und horizontaler Richtung. Das Verfahren soll dem Umstand gerecht werden, daß der Boden kontinuierliche Übergänge besitzt. KÖTHE & BÖHNER (2001) nutzen Kriging für sog. funktionale Bodenkonzeptkarten.

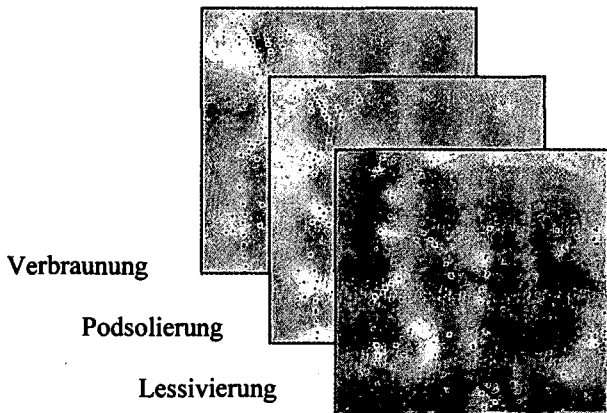


Abb. 2: Pedogenesen in ihren horizontalen Übergängen (Krigingverfahren nach Bestimmung von Zugehörigkeiten von Punktinformationen zu Zielkategorien der Pedogenese)

Dunkle Bereiche repräsentieren hier stärkere Intensitäten der jeweiligen Pedogenese als die hellen (schwache bis keine). Bei Bedarf können die entstandenen Ebenen ihrerseits verschritten werden, so daß auch die Erstellung einer Bodenformenkarte möglich ist. Diese Karte weist jedem Punkt eine kartierte oder geschätzte Bodenform zu.

Kern- und Übergangsbereiche

Ein weiteres Ziel der Methode ist die Ausweisung von Kern- und Übergangsbereichen durch die Analyse von Ähnlichkeiten des ermittelten Bodenformeninventars. Dabei wird davon ausgegangen, daß die Kernbereiche quasihomogen sind und einen hohen Zugehörigkeitsgrad (inhaltlich, lagemäßig) zur betreffenden Zielkategorie besitzen, während die Übergangsbereiche einen geringeren Zugehörigkeitsgrad zur Zielkategorie besitzen und einen zunehmend höheren zu anderen Zielkategorien. Somit sind die Übergangsbereiche inhaltlich schwerer zu beschreiben.

Am Ende der Interpretationskette wird zusätzlich eine Karte erstellt, die Angaben zur Aussagesicherheit aller Bereiche der Karte enthält. Der Geländeeinsatz kann so optimiert werden, daß gezielt Areale mit geringen Datendichten oder/und Datenqualitäten kartiert werden.



Abb. 3 : Beispiel für Kern- (gestrichelt umrandet) und Übergangsbereiche von Merkmalskombinationen (i.w.S. Bodenformen)

Die Erhöhung der Anzahl der für eine Ableitung relevanten Informationsebenen, einschließlich vorliegender Punktaufnahmen, erhöht die Aussagesicherheit der Flächeninhalte einer Konzeptbodenkarte. Trotz der notwendigen Überprüfung der Inhalte vor Ort kann der Aufwand im Gelände und bei der Erstellung des Manuskriptes gesenkt werden.

Ziele

- Automatisierung / Algorithmierung des Prozesses der Konzeptkartenerstellung,
- Objektivierung der Flächeninhaltsbelegung bei vielen Informationsebenen durch Wichtung, Definition von Zugehörigkeitsfunktionen und Ableitung von Fuzzy-Entscheidungsregeln,
- Optimierung der Entscheidungsfindung hinsichtlich geometrischer und inhaltlicher Beschreibung einer Fläche,
- quantifizierte und graduelle Differenzierung der Informationen,
- Definition von Kern- und Übergangsbereichen, sowie Unschärfe-Kategorien,
- Erhöhung der Aussagesicherheit von Konzeptkarten durch Ausweisung von Datenqualitäten (Güte und Dichte),
- Minimierung der Unschärfe gegenüber konventionell erstellten Karten durch 3D-Auswertungen.

Quellen

Köthe, R., Böhner, J. (2001): Funktionale Bodenkonzeptkarten auf der Basis von punktuellen Bodenmerkmalen und flächenhaften, bodenrelevanten Geodaten. Vortrag zur Jahrestagung des AK Bodengeographie der DGFg in Dresden (unveröff. Manuskript).

Ansätze zur Evaluierung des Schätzungsrahmens und zu einer behutsamen Reformierung der Bodenschätzung

T. Harrach, S. Sauer, M. Preis & M. Peter¹

1 Einleitung

Während der 66-jährigen Erfolgsgeschichte der Bodenschätzung sind kaum ernsthafte Evaluierungs- oder Reformierungsbestrebungen bekannt geworden. Die Nutzung der Schätzungsdaten für bodenkundliche Zwecke hat in einigen Bundesländern eine längere Tradition. Da die Bodenschätzung eine einmalige und unverzichtbare großmaßstäbige Datenbasis darstellt, wird sie zunehmend genutzt. Die dabei gewonnenen Erfahrungen sind jedoch unterschiedlich, wie das auch die Beiträge von SAUER (2001) und von PREIS et al. (2001) zeigen.

SAUER (2001) hat etwa 750 Grablochbeschreibungen mit ernüchterndem Ergebnis bodenkundlich ausgewertet. Die Bodenzahlen jedoch korrelieren mit der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB). Dies ist von erheblicher Bedeutung, da die nFKdB eine wesentliche Regelgröße für wichtige ökologische Bodenfunktionen ist, die zudem durch Bewirtschaftungsmaßnahmen kaum veränderbar ist.

Der Zusammenhang zwischen Bodenzahl und nFKdB wurde von PREIS et al. (2001) anhand von etwa 4800 Bohrungen in 20 Wasserschutzgebieten im hessischen Mittelgebirgsraum eingehend analysiert. Sie konnten den bereits öfters nachgewiesenen Zusammenhang für klimatisch einheitliche Regionen bestätigen (HARRACH 1987). Allerdings ist das Bestimmtheitsmaß der ermittelten Regressionen für die einzelnen Wasserschutzgebiete sehr unterschiedlich (0,15 bis 0,85) und somit teilweise nicht zufriedenstellend.

Auf diese Untersuchungen aufbauend sollte geprüft werden, ob die Bodenklassen der Bodenschätzung, die mit Hilfe des Schätzungsrahmens gebildet werden, in einem nachvollziehbaren Zusammenhang zur nFKdB stehen.

2 Evaluierung des Schätzungsrahmens

Anhand des von PREIS et al. (2001) präsentierten Datenmaterials wurde die Abhängigkeit der mittleren nFKdB (ermittelt nach KA 4) von der Bodenart des Klassenzeichens und der Zustandstufe für die fünf Entstehungsarten des Ackerschätzungsrahmens getrennt dargestellt. Abbildungen 1 und 2 zeigen die

Darstellungen für die Entstehungsarten Vg und V. Berücksichtigt wurden nur die Bodenklassen, die in den untersuchten Wasserschutzgebieten mindestens sieben mal vorkamen. Nicht berücksichtigt wurden z.B. die Bodenklassen sL 3 Vg, LT 4 Vg und L 7 V, da sie nicht oft genug vorhanden waren.

Die Darstellungen zeigen, dass die Verknüpfung von Bodenart, Entstehungsart und Zustandsstufe (die Variablen des Schätzungsrahmens) tendenziell in einem logischen Zusammenhang mit der nFKdB steht. Die Korrelation Bodenzahl/nFKdB ist also nicht zufällig. Der Schätzungsrahmen hat sich im Großen und Ganzen bewährt, da er - sicherlich intuitiv - die nFKdB in sich birgt. Allerdings sind die ermittelten Bestimmtheitsmaße nicht immer zufriedenstellend.

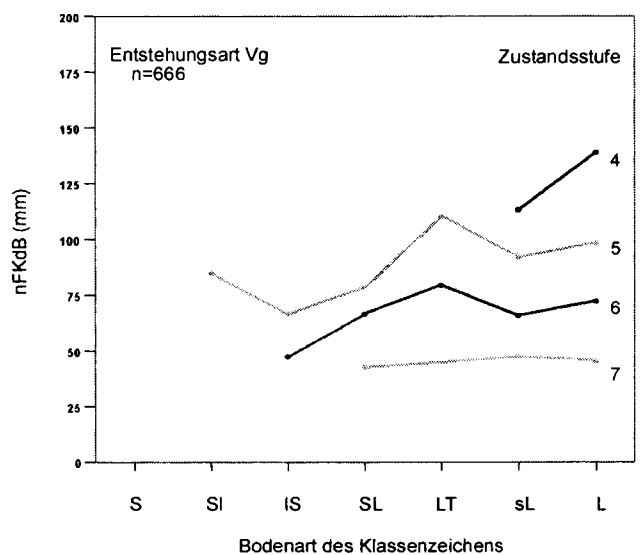


Abb. 1: Mittlere nFKdB in Abhängigkeit von Bodenart und Zustandsstufe bei der Entstehungsart Vg

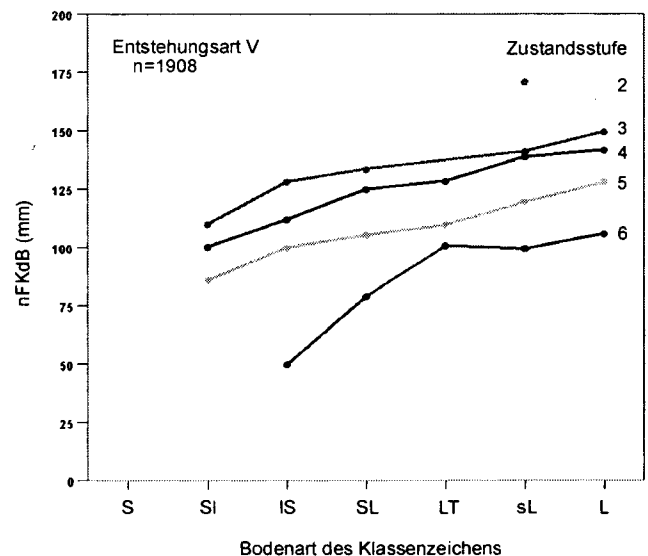


Abb. 2: Mittlere nFKdB in Abhängigkeit von Bodenart und Zustandsstufe bei der Entstehungsart V

T. Harrach & S. Sauer, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Giessen, Stephan.Sauer@agrar.uni-giessen.de;
M. Preis & M. Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, Belgasse 13, 61239 Ober-Mörlen, Schnittstelle.boden@t-online.de

Aus den empirisch entstandenen Abbildungen kann durch Generalisierung ein Modell abgeleitet werden, das den Zusammenhang zwischen den drei Variablen des Schätzungsrahmens und der nFKdB aufzeigt. Dieses Modell kann als Nomogramm genutzt werden. Abb. 3 zeigt exemplarisch das Nomogramm für die Entstehungsart V.

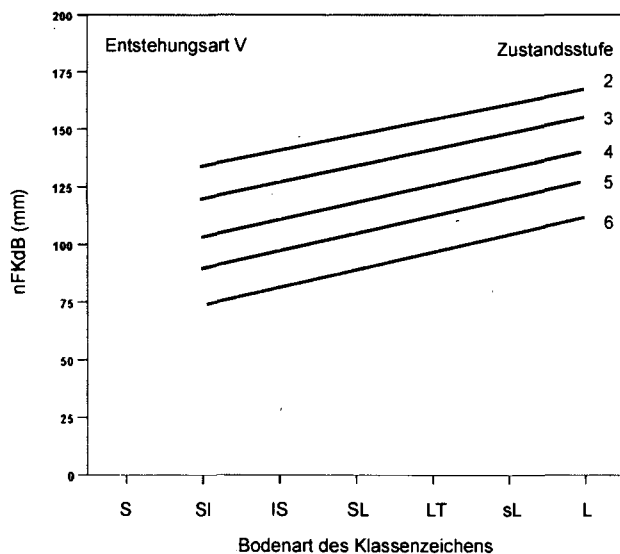


Abb. 3 Nomogramm zur Verknüpfung der nFKdB mit dem Schätzungsrahmen der Bodenschätzung (Entstehungsart V)

3 Behutsame Reformierung der Bodenschätzung

Die Berücksichtigung der nutzbaren Feldkapazität im Wurzelraum war kein erklärtes Ziel der Bodenschätzung. Um so erstaunlicher ist es, dass diese standortkundlich und ökologisch wichtige Grösse unbewusst Eingang in die genial konzipierte Bodenschätzung gefunden hat.

Angesichts der massiv gestiegenen Nachfrage nach einer grossmassstäbigen bodenkundlichen Datenbasis ist jedoch die Zeit reif dafür, die bodenkundlichen Grundlagen der Bodenschätzung zu aktualisieren. Die Aktualisierung ist erfreulicherweise bereits angelaufen (ENGEL 2001). Die KA 4 zählt inzwischen bei vielen Schätzern zum selbstverständlichen Rüstzeug.

Darüber hinaus regen wir an, die bewusste Bestimmung der nFK im Wurzelraum durch folgende Schritte in die Bodenschätzung zu integrieren:

- Zunächst sollte diese Kenngrösse für die Musterstücke ermittelt werden. Besonderer Wert ist dabei auf die Feststellung der durchwurzelbaren Bodentiefe zu legen.
- Für klimatisch einheitliche Regionen ist dann der Regressionsverlauf für die Beziehung nFKdB / Bodenwertzahl zu ermitteln. Diese Regressionskurve dient zunächst zur Validierung der Musterstücke.
- Im Rahmen der sukzessiven Nachschätzung der Gemarkungen soll für die Vergleichsstücke und für

jede Klassenfläche die nFKdB nach KA 4 geschätzt und protokolliert werden.

Exemplarisch wurde die nFKdB für fünf Musterstücke im Landkreis Gießen anlässlich einer Bereisung mit Bodenschätzern der Oberfinanzdirektion Frankfurt ermittelt und zur Bodenzahl in Beziehung gesetzt (Abb. 4). Eine Parabraunerde aus Löss - heute ein Zuckerrübenstandort - wurde im Jahr 1934 als L 4 L6 67/68 eingestuft. Es bestand jedoch bei der Bereisung Einvernehmen darüber, dass der Standort zur Zeit als L4 L6 74/75 zu bewerten ist. Daher ist bei der Regressionsrechnung die Bodenzahl 74 zugrunde gelegt worden.

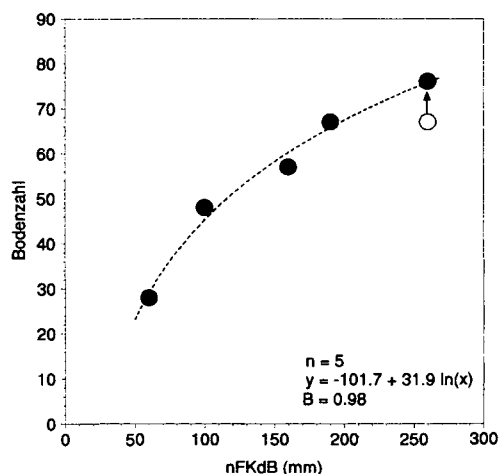


Abb. 4: Bodenzahl und nFKdB von fünf Musterstücken im Landkreis Gießen

Bei der Festlegung der Bodenwertzahl (Bodenzahl bzw. Grünlandgrundzahl) ist sowohl der Schätzungsrahmen als auch die Regressionskurve zu berücksichtigen. Mit Hilfe der von uns entwickelten bzw. noch zu entwickelnden Nomogramme kann dann das Klassenzeichen im bisherigen Sinn überprüft und festgelegt werden. Der bisherige Schätzungsrahmen wird also nicht außer Kraft gesetzt, er wird lediglich bodenkundlich abgesichert. Die Kontinuität der Bodenschätzung soll so unbedingt bewahrt bleiben.

4 Literatur

- ENGEL, E. (2001): Die Bodenschätzung in Deutschland und deren Perspektiven. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., in diesem Band.
- HARRACH, T. (1987): Bodenbewertung für die Landwirtschaft und den Naturschutz. Z. f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung 28, 184-190.
- PREIS, M., S. SAUER, M. PETER & T. HARRACH (2001): Bodenkundliche Aussagekraft von Bodenwertzahlen der Bodenschätzung. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., in diesem Band.
- SAUER, S. (2001): Enttäuschung bei der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung in Mittelgebirgslandschaften. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., in diesem Band.

Messung der Staubfreisetzung durch Befahren einer Industriegrube und deren Blei- und Cadmium- Gehalte

von

S. Höke*, E. Hannoschöck*, R. Menken*, W. Burghardt*

Einleitung

Auf einer ebenen Industriegrube im Ruhrgebiet erfolgten von 1998 – 2000 Messungen über die Staubfreisetzung durch Wind und deren Gehalt ausgesuchter Elemente (vgl. HÖKE et al. 2000). Auf der gleichen Fläche wurde die Staubfreisetzung durch Befahren mittels eines Radladers gemessen.

Methoden

Es wurde eine 50 m lange Fahrspur quer zur Windrichtung markiert, zu beiden Seiten der Staubbüchse 25 m (vgl. Abb.1). Während des Versuchs wurden im Luv der Fahrspur in 25 m Abstand und im Lee der Fahrspur in 2,5, 5, 10 und 25 m Abstand mit BSNE-Sammlern die Staubflußraten in 3 Höhen gemessen (15, 35 und 100 cm über Grund).

Parallel dazu erfolgte an den gleichen Standorten die Erfassung der Staubdeposition mit Löbner-Liese-gang- Sammlern in 18 cm über Grund. Die Trichter wurden zu Beginn der Untersuchungen einmalig befeuchtet um sofortige Resuspensionen zu verhindern. An den Meßpunkten A und E wurden zudem die PM₁₀- Konzentrationen (Partikel < 10 µm) gemessen.

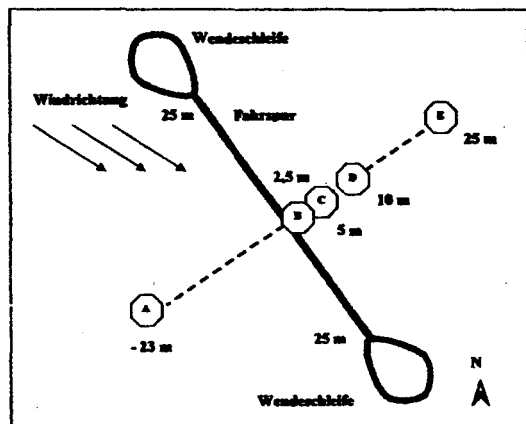


Abb. 1: Skizze des Versuchsaufbaus

Tab. 1: Fahrzeugdaten und Nutzungsdaten

Fahrzeugdaten	Nutzung
- Radlader 0,8 m ³	- Am 20.06.2000
- Arbeitsstufe: 0-6 km/h	- Fahrtakt: 105 Fahrten
- Bewegungsstufe: 0-20 km/h	55 langsam: ca. 6 km/h
- Gewicht: 5.800 kg	50 schnell: bis 20 km/h
	- Gesamtfahrzeit: 2 h.
	Beginn: 14:25 Uhr
	Ende: 17:25 Uhr
	(incl. 1 h Depositionszeit)

Die Erfassung der Witterungsparameter erfolgte mit einer Mikroklimastation 25 m im Lee der Fahrspur

* Universität GH Essen, FB9 Angewandte Bodenkunde, 47117 Essen. EMail: Silke.Hoeko@uni-essen.de

wie auch die Bestimmung der Bodenoberflächenfeuchte (genauere Informationen zu allen eingesetzten Meßgeräten vgl. HÖKE et al. 2000).

In den BSNE- und Löbner-Liese-gang Sammlern sind die Pb- und Cd- Gehalte nach VDI 2268 (1987), von den PM₁₀-Filtern gemäß CEN/TC 264 N221 (Fluß- und Salpetersäure) und im Boden nach DIN/ ISO 11466 (Königswasserextraktion) bestimmt worden.

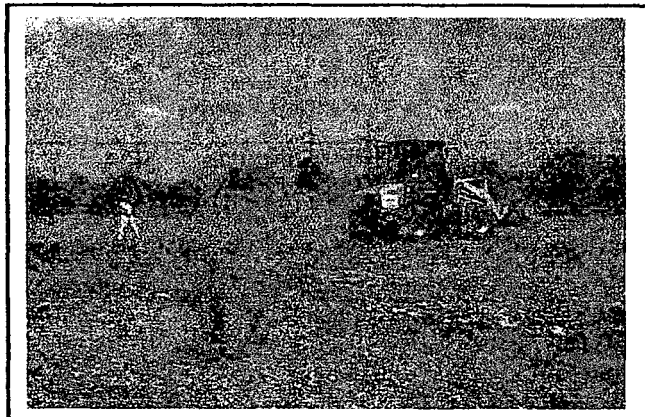


Foto 1: Staubbildung während des Befahrens

Das Foto 1 zeigt die Staubbildung während des Befahrens mit der Bewegungsstufe (bis 20 km/h).

Ergebnisse

Während des Befahrens ist die Bodenoberfläche abgetrocknet (Wassergehalt < 2,5 Gew.-%). Die Windrichtung variiert zwischen W und NNW und weicht damit ca. 45° von der Achse des Versuchsaufbaus ab (vgl. Abb.1). Dadurch vergrößert sich der Abstand der Sammler zur Fahrspur etwas. Es liegt annähernd ein stabiles Windprofil vor. In 10 m tritt überwiegend eine Windgeschwindigkeit zwischen 3-5 m/s und in 15 cm über Grund zwischen 1,5-2 m/s auf. Einzelne Böen erreichen in 10 m Höhe auch über 5 m/s.

Die Bodenoberfläche enthält in den befahrenen Bereichen zwischen 25-290 mg/kg Cadmium und 1.980-4.320 mg/kg Blei. Als Bodenart dominieren schluffige und lehmige Sande. Die Skelettgehalte variieren zwischen 16-57 Gew.-%.

Die Abb.2 zeigt die für die Nutzungszeit ermittelten Staub-, Cd- und Pb- Flußraten. Alle Flußraten sind mit einem Fangverlust von 55 % kalkuliert und geben nur die transportierten Massen zwischen 15-100 cm über Grund wieder.

Die Staub-, Cd- und Pb- Flußraten zeigen ihr Maximum erwartungsgemäß direkt an der Fahrspur. Die Staubflußrate nimmt auf den 22,5 m von Meßpunkt B bis zum Meßpunkt E in 25 m Entfernung um rund 86 % ab. Die Cd- und Pb- Flußraten verringern sich um 80 %. Der stärkste Abfall erfolgt zwischen den ersten beiden Meßpunkten im Lee. Auf diesen 2,5 m verringert sich der Staubfluß bereits um 43 % und die Flußraten von Cd und Pb um 38 % und bzw. 33 %. Der Verlauf der Staub-, Cd- und Pb- Flußraten ist mit zunehmender Entfernung von der Fahrspur sehr ähnlich. Der Cd- Fluß ist etwa 50fach geringer als der Pb- Fluß.

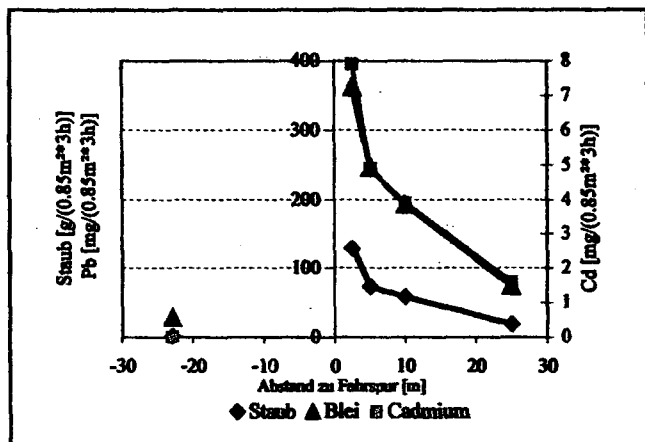


Abb. 2: Staub-, Cd- und Pb- Flußraten

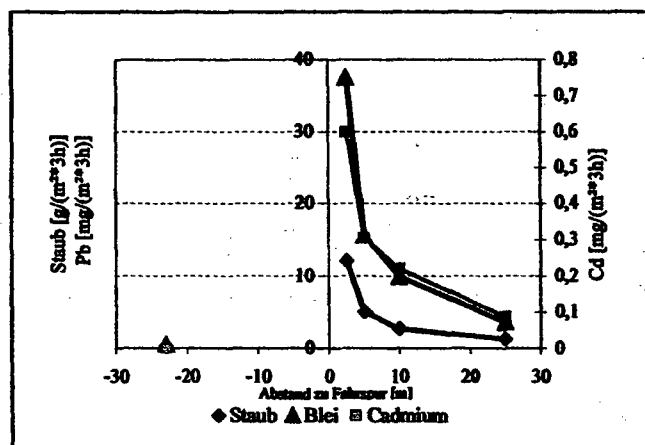


Abb. 3: Staub-, Cd- und Pb- Depositionsraten

Im Vergleich mit Abb. 2 verdeutlicht die Tab. 2, daß innerhalb von 2 h Nutzung nahe der Fahrspur im Lee mindestens 2 mal soviel Staub, 3 mal soviel Cadmium und 12 mal soviel Blei in der Luft bewegt wurde, wie sonst über einen Zeitraum von 30 Tagen als „Hintergrundgehalt“ in der Luft transportiert wird. Zusätzlich sind in der Tab. 2 die maximal über der Versuchsfläche gemessenen Flußraten aufgeführt, verursacht durch Verwehungsereignisse.

Tab. 2: Vergleich der Flußraten der Nutzung mit Hintergrundgehalten* und Daten von Verwehungsereignissen

Stoff	Hintergrundflußraten für 30 d	Maximale Flußraten für 30d durch Verwehung
Staub	30-60 g/0.85m ²	2466 g/0.85m ² (Meßpunkt 82-3, Mai 2000)
Pb	15-30 mg/0.85m ²	2008 mg/0.85m ² (Meßpunkt 55-25 Aug. 1999)
Cd	0,2-2,7 mg/0.85m ²	850 mg/0.85m ² (Meßpunkt 55-25 Mai 2000)

* Meßpunkt 55-25 liegt nahe einem Bodenbereich mit extremen Metallgehalten (6084 mg/kg Pb, 7180 mg/kg Cd).

Die Abb. 3 zeigt die parallel zu den Flußraten gemessenen Staub-, Cd- und Pb- Depositionsraten. Auch hier erfolgt der stärkste Abfall auf den ersten Metern. Zieht man von den zulässigen zusätzlichen Einträgen über alle Wirkungspfade nach der BBodSchV den lokalen jährlichen Metallniederschlag in dem Untersuchungsgebiet ab, so würden etwa 2-3 Nutzungen der Fläche pro Jahr, in der beschriebenen Art aus-

reichen, um die zulässigen Frachten in 25 m Abstand zur Fahrspur zu überschreiten (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Vergleich der Pb- und Cd- Deposition der Nutzung mit den zulässigen zusätzlichen Einträgen nach der BBodSchV und den lokalen Staubbiederschlägen

Element	BBod-SchV	SNS ¹	Nutzungsuntersuchung			
			Abstand zur Fahrspur im Lee			
			2,5 m	5 m	10 m	25 m
			[µg/(m ² *3h)]			
Pb	40.000	31.753	37.500	15.600	9.900	3.600
Cd	600	329	600	310	220	87

¹ Staubbiederschlag: lokale Mittelwerte von 1988-95 (Quelle: Limes- Jahresberichte LUA NRW)

Die Abb. 4 zeigt die vor und während des Befahrens im Luv und Lee der Fahrspur in jeweils ca. 25 m Abstand gemessenen PM₁₀, PM₁₀-Pb- und PM₁₀-Cd-Konzentrationen (Vorlaufzeit 57 Min., Meßhöhe ü. Grund 179 cm). Bereits in der Vorlaufzeit sind die Konzentrationen im Lee der Fahrspur höher als im Luv. Während der Messung ist auf der Versuchsfläche keine Tätigkeit mehr erfolgt, aber es ist möglich, daß durch die Aufbauarbeiten bereits PM₁₀ zur Verwehung bereitgestellt und dann abgeweht worden ist. Während der Nutzung liegt in 25 m Abstand zur Fahrspur eine etwa 6 mal so hohe PM₁₀-Konzentration vor wie im Luv. Die Cd-Konzentration liegt im Lee der Fahrspur 14fach und die Pb-Konzentration 28fach höher.

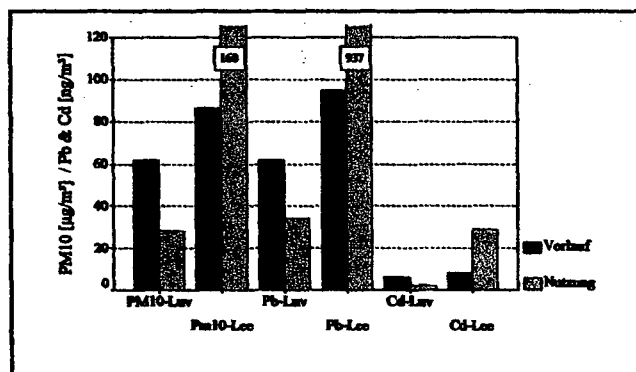


Abb. 4: PM₁₀, Pb- und Cd-Konzentrationen vor und während der Nutzung

Diskussion

Die vorgestellten Untersuchungsergebnisse verdeutlichen, welchen großen Einfluß das Befahren einer Bodenoberfläche auf die Menge der Staubbefreiung hat. Mit den Stäuben werden Nährstoffträger, Nährstoffe und wie im vorliegenden Fall vor allem Schadstoffe freigesetzt.

Literatur

HÖKE, S.; E. HANNOSCHÖCK; W. BURGHARDT (2000): Staubbmessstation zur Erfassung der Staubbefreiung und -deposition von einer belasteten Industriebrache. In: Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., Bd 92, S. 127-145.

Danksagung

Für die finanzielle Förderung bedanken wir uns beim Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen

Zur systematischen Einordnung und Abgrenzung von "Ockererden"

Reinhold Jahn¹ & Sabine Fiedler²

1 Einleitung:

"Ockererden" (Schweikle, 1971) sind bislang in der Deutschen Bodensystematik nicht vertreten, stellen jedoch wichtige Glieder von durch Stoffverlagerung gekennzeichnete Bodengesellschaften humider Mittelgebirgslagen dar und sind damit sowohl von hohem boden- als auch gesellschaftssystematischem Rang. Sie setzen sich sowohl durch ihr Aussehen/Morphologie (hell leuchtendes orange, 5YR, mächtige Entwicklungstiefe), ihre Eigenschaften (lockere Lagerung, Thixotrophie, gut durchlüftet) als auch durch ihre Stoffdynamik einerseits deutlich von den Stau- und Grundwasserböden und andererseits von Braunerden ab. Aktuell werden sie mißverständlich als Oxigleye oder Hanggleye klassifiziert, was weder ihr Wasserregime, ihre Pedogenese noch ihre ökologischen Standortseigenschaften zutreffend charakterisiert.

2 Merkmale von "XXx - Ockererden" Bodengesellschaften

"Ockererden" sind stofflich mit Stauwasserböden vergesellschaftet und stellen oxidative Barrieren in Landschaften dar. Sie sind unter anderem Fe-, Mn-, C-, Al-, Si (?) - und P-Senken. Diese Böden wurden aus Schuttdecken unterschiedlicher Ausgangsgesteine (Buntsandstein [Schweikle, 1971], Bärhaldegranit [Keilen, 1978], St. Blasier Granit [Jahn et al. 1994] und Gneis [z.Zt. in Bearbeitung]) vorgefunden.

Verwitterungsmerkmale (z.B. Mineraltransformation, Schweikle, 1971; Kleber et al., 2001) und ihr Redoxregime (Fiedler et al., 2001) stellt sie terrestrischen Braunerden näher als semiterrestrischen Böden. Allenfalls die Basis der Ockererden weist zeitweise reduzierende Bedingungen auf (Abb. 1). Es sind damit gut belüftete, verbrauchte, rufizierte und verlehnte Böden mit charakteristischen Merkmalen einer Braunerde welche von Stoffzufuhr überlagert werden.

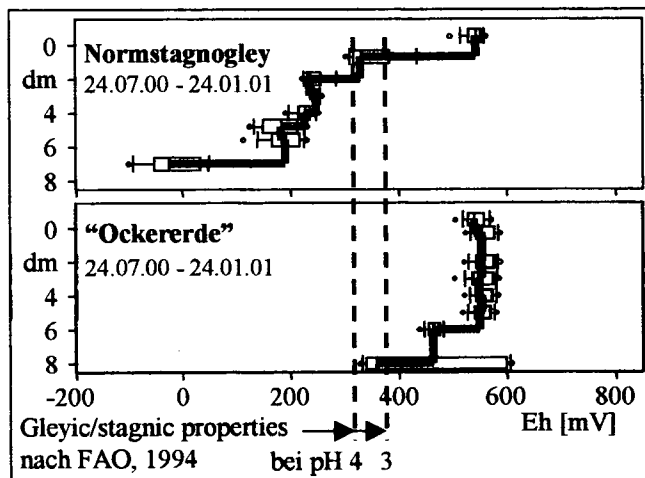


Abb. 1: Redoxregime von Stagnogley und "Ockererde" Wildmooswald

3 Widersprüchlichkeiten bei der Einordnung von "Ockererden" als Oxigleye oder Hanggleye nach KA 4 oder DBG (1998)

- Fehlender Gr ist nicht Resultat sauerstoffreichen Grundwassers, sondern fehlenden Grundwassers.
- Die hierzu notwendige Ausweisung eines G-Horizontes ist im Grunde nicht möglich, da G-Horizont definiert als "semiterrestrischer Bodenhorizont mit Grundwassereinfluß".
 - Es liegt keine Rostfleckung vor, sondern der gesamte Fe-Anreicherungshorizont ist in der Regel gleichmäßig mit Fe-Oxiden bzw. Fe-Humus-Komplexen durchsetzt.
 - Der Fe-Anreicherungshorizont liegt nicht im Grundwasserschwankungsbereich,
 - es ist jedoch häufig Staunässe zu beobachten.
- Das Argument, der Gr ist in den Stagnogleyen zu finden, widerspricht dem Prinzip ein Pedon nach seinen Horizonten zu klassifizieren.
- Die mit den "Ockererden" vergesellschafteten Stagnogleye mit niedrigem Redoxpotential entstammen der Abteilung der "Terrestrischen Böden", während die "Ockererden" mit hohem Redoxpotential als Gleye in der Abteilung der semiterrestrischen Böden wiederzufinden wären.

4 Ähnlichkeiten und Unterschiede zu anderen Böden

Einige morphologische Merkmale von "Ockererden" ähneln denen von Lockerbraunerden und andischen Böden, es gibt jedoch pedogenetische Unterschiede (Abb. 2).

"Ockererden" sind locker gelagert und haben einen ähnlich guten Lufthaushalt wie Lockerbraunerden und andische Böden.

Ihr Fe_o-Gehalt ist in Abhängigkeit zum Ausgangsgestein variabel und wie der Fe_{o/d}-Quotient kein Unterscheidungskriterium.

"Ockererden" und Lockerbraunerden haben leuchtende Farben.

Das Fe_o/Al_o-Verhältnis ist wie in den Lockerbraunerden (vgl. Mahr, 1998) meist >1, in andischen Böden jedoch deutlich <1. Wegen hoher Fe_o-Gehalte kann in "Ockererden" die Definitionsgrenze von Al_o+0,5Fe_o ≥2% für andic properties (FAO, 1994) erreicht werden, ohne dass hierfür charakteristisch hohe Gehalte an Allophan und Imogolit vorliegen.

Die absolute Element-Anreicherung (unter anderem Fe) aus anderen Böden ist für "Ockererden" eindeutig nachgewiesen, die laterale Stoffzufuhr ist jedoch in Lockerbraunerden fraglich und für andische Böden kaum anzunehmen.

¹ Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg Weidenplan 14, D-06108 Halle (Saale), e-mail: jahn@landw.uni-halle.de

² Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, e-mail: fiedler@uni-hohenheim.de

Thixotropie ist in "Ockererden" und andischen Böden ähnlich stark ausgeprägt.

Andische Böden haben gegenüber "Ockererden" und Lockerbraunerden einen deutlich höheren Gehalt an "short range order"-Silikaten.

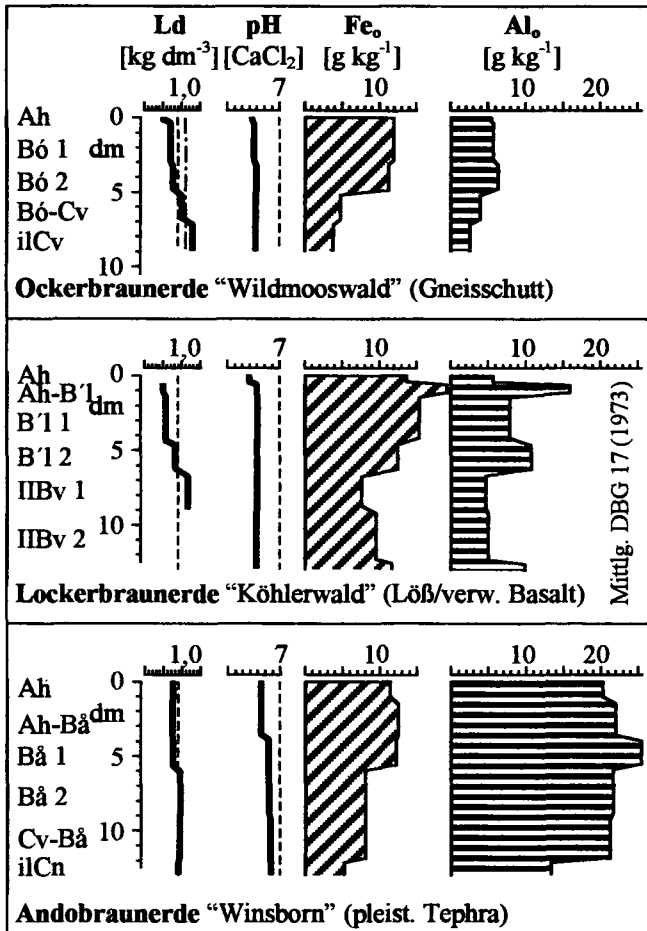


Abb. 2: Typische Tiefenfunktionen von Ockerbraunerde, Lockerbraunerde und Andobraunerde

5 Klassifizierungs- und Abgrenzungsvorschlag

Velagerungsprozesse rechtfertigen prinzipiell eine eigene Bodenklasse. Nach dem Prinzip, daß ein Pedon in sich klassifizierbar sein muß, bleibt jedoch eine Stoffverlagerung zwischen Peda einer Bodengesellschaftssystematik vorbehalten. Lufthaushalt, Mineralverwitterung, Fe-Oxidbildung und Verlehmung legen nahe, dass "Ockererden" als Subtyp den Braunerden anzugliedern und von den Lockerbraunerden abzugrenzen sind.

Andische Böden, in Deutschland relativ selten, werden in anderen Klassifikationssystemen auf höchstem Niveau ausgeschieden und dann weiter untergliedert. Bislang können andische Böden nach KA 4 oder DBG (1998) nur als Lockerbraunerden klassifiziert werden. Sie unterscheiden sich jedoch hinsichtlich ihrer Pedogenese und ihrer Eigenschaften erheblich von den ebenfalls beschriebenen Böden. Es wird deshalb vorgeschlagen, die Gruppe der Lockerbraunerden auf dem Niveau des Subtyps aufzuteilen.

Um diese drei Bodengruppen ("Ockererden", Lockerbraunerden und andische Böden mit B-Horizont) klassifizierbar zu machen, sind jeweils diagnostische Horizonte notwendig.

Klassifikationsvorschlag:

Ockerbraunerde BBo (für "Ockererden")

Ah/(Ah-)B₀v/(II)C, Sd - Profil

>4 dm

B₀v - Bv-Horizont, sekundär mit Fe angereichert, Fe_o ≥ 0,5%, Fe_{o/d} und Fe_{o/t} ≥ 0,4, Al_o < Fe_o, Farbe feucht 7,5YR und röter, Lagerungsdichte ≤ 1,1 kg dm⁻³.

Lockerbraunerde BBI (neu abgegrenzt)

Ah/(Ah-)B'lv/IC oder Ah/Ah-B'lv/II... - Profil

>4 dm

B'lv - Bv-Horizont, Fe_o ≥ 0,5%, Fe_{o/d} ≥ 0,4, Al_o < Fe_o, Farbe feucht 7,5YR und röter, Lagerungsdichte ≤ 0,9 kg dm⁻³.

Andobraunerde BBa

(für "andische Böden" mit B-Horizont)

Ah/(Ah-)Båv/iIC oder Ah/Ah-Båv/II... - Profil

>4 dm

Båv - Bv-Horizont, aus vulkanoklastischem Material verwittert, Al_o+0,5Fe_o ≥ 2%, Lagerungsdichte ≤ 0,9 kg dm⁻³, ≥ 85% P-Sorption (nach FAO, 1994)

Berücksichtige Daten:

- Drei (BB-SG-"OE") Bodengesellschaften (12 Peda) von Schweikle (1971) und DBG (1987).
- Eine (SG-"OE") Bodengesellschaft (3 Peda) von Keilen (1978) und DBG (1979).
- Eine (BB-GG-"OE") Bodengesellschaft (3 Peda) von Jahn et al. (1994).
- Eine (BB-SG-"OE") Bodengesellschaft (7 Peda) in laufender Untersuchung von Fiedler/Hohenheim und Kleber/Halle incl. 1 Pedon von Stahr (1979).
- Daten (Vergleich von 68 B-Horizonten von 14 Lockerbraunerden und 15 Braunerden) aus Mahr (1998).
- Lockerbraunerde "Köhlerwald" aus DBG (1973).
- Ergebnisse Kartierungsübung 2001 (Univ. Halle) in Manderscheid/Vulkaneifel, laufende Untersuchungen durch Mikutta.

Literatur

- DBG (1973); Schönhals et al.; Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 17 (Profil C/E-8).
- DBG (1979); Zöttl et al.; Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 28 (Profile B4-B6).
- DBG (1987); Bleich et al.; Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 54 (Profile D4-D6).
- DBG (1998); Systematik der Böden und der Bodenbildenden Substrate Deutschlands. Mitteilg. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft 86.
- FAO-UNESCO (1994): Soil Map of the World. Revised Legend with corrections. Reprint of World Soil Resources Report 60. ISRIC, Wageningen
- Fiedler et al. (2001): Stofftransport in einer Kleinlandschaft des mittleren Schwarzwaldes (I) Der Einfluss geochemischer Barrieren (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II+VII in diesem Band)
- Jahn R. et al. (1994): Bodenminerale in Raum und Zeit. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 20-II (Profile B3-B5)
- Kleber M. et al. (2001): Stofftransport in einer Kleinlandschaft des mittleren Schwarzwaldes (II) Die Tonmineralogie als Indikator für geochemische Rahmenbedingungen (s. Beiträge d. Kommissionssitzung II+VII in diesem Band)
- KA 4; AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.
- Keilen K. (1978): Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranit (Südschwarzwald). Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen 8 (Profile Haploch)
- Mahr A. (1998): Lockerbraunerden u. periglaziale Hangsedimente im Bayerischen Wald. Regensburger Geogr. Schriften 30
- Schweikle V. (1971): Die Stellung der Stagnogleye in der Bodengesellschaft der Schwarzwaldhochfläche. Diss. Univ. Stuttgart-Hohenheim.
- Stahr K. (1979): Die Bedeutung periglazialer Deckschichten für Bodenbildung und Standorteigenschaften im Südschwarzwald. Freiburger Bodenkundl. Abhandlungen 9 (Profil Wildmooswald)

Tropische Böden der Feuchtsavanne Benins (Westafrika)

B. Junge*, V. Geissen**, A. Skowronek*

1. Einleitung



Das Projekt **IMPETUS** (Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser) verfolgt das Ziel, die natürliche Verfügbarkeit von Süßwasser in der westafrikanischen Republik Benin zu untersuchen. In der ersten Projektphase sind Naturwissenschaftler verschiedener Disziplinen damit beschäftigt, Aspekte des hydrologischen Zyklus in zu erforschen. Für den Bodenkundler besteht u.a. die Aufgabe, die Böden des in der Feuchtsavanne gelegenen Untersuchungsgebietes hinsichtlich ihres Aufbaus, ihrer Eigenschaften und Verbreitung zu untersuchen. Weiterhin werden die Böden nach internationalen Vorschriften klassifiziert und in Form einer digitalen Bodenkarte dargestellt.

2. Untersuchungsgebiet

Bei dem untersuchten Gebiet (9°6'N, 1°56'E) handelt es sich um das Einzugsgebiet des Flusses Aguima, einem Nebenfluss des Benin von Norden nach Süden durchfließenden Ouémé. Die Fläche liegt ca. 100 km westlich der Stadt Parakou nahe der Ortschaft Dogué und hat eine Ausdehnung von ca. 15 km². Die Landschaft ist gekennzeichnet durch ein flachwelliges Pediplain-Relief mit Flachmuldentälern und einzelnen Inselbergen. Petrographisch dominieren Migmatite der „formation dahomeyenne“ (POUGNET 1957). Das Klima ist nach der TROLL'schen Definition ein „tropisch-sommerhumides Feuchtklima“ (MÜLLER-HOHENSTEIN 1981). Während der von März bis Oktober dauernden Regenzeit fallen durchschnittlich 1242 mm, die mittlere Jahrestemperatur beträgt 26.4°C. Bei der Vegetation herrschen die „Savane aborée“ und der „Forêt claire“ vor. Landwirtschaft wird in Form von kleinbäuerlicher, durch Hackbau und Brandrodung geprägter Subsistenzwirtschaft betrieben.

3. Methoden

Die Vorbereitung der Bodenkartierung besteht in der Erstellung einer sog. Konzeptbodenkarte. Dazu werden alle verfügbaren bodenrelevanten Daten wie topographische, geologische und bodenkundliche Karten mit Hilfe des GIS ArcView verschnitten und zwecks Auffinden von Bereichen mit ähnlicher bzw. unterschiedlicher Faktorenkombination ausgewertet. Im Gelände werden Profilgruben in ent-

sprechend ausgewählten Arealen angelegt und Bohrungen entlang von Transekten durchgeführt. Die Beschreibung der Bodenprofile erfolgt nach den „Guidelines for Soil Description“ der FAO (1990) und die bodenphysikalischen und – chemischen Laboranalysen nach den „Procedures for Soil Analysis“ der FAO/ISRIC (VANREEUWIJK 1995). Zur Klassifikation der Böden werden folgende Systeme herangezogen: „World Reference Base“ (WRB) (BRIDGES, E.M. et al. 1998), „Soil map of the world – Revised Legend“ (RL) (FAO 1989), „Keys to Soil Taxonomy“ (ST) (USDA 1998), „Classification des Sols“ (CdS) (Aubert 1965), „Référentiel Pédologique“ (RP) (INRA 1995) und „Deutsche Bodensystematik“ (BS) (AK FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT 1998).

4. Ergebnisse

Im folgenden werden erste Ergebnisse der Bodenuntersuchungen, d.h. Profilbeschreibungen, Analysenergebnisse und die Klassifikationen der Böden sowie dominierende pedogene Prozesse vorgestellt.

Profil 1:

Lage: 2 km E Dogué (UTM 0387071 1006540), Oberhang, Acker mit Baumwolle

- 0-25 cm (Ap) ochric horizon, 10YR3/2, rubblely sandy loam with angular blocky structure
- 25-75 cm (2Bt1) argic horizon, 7.5YR5/6, rubblely sandy loam with angular blocky structure
- 75-100 cm (3Bmt2) argic horizon, 5Y6/4, very rubblely clay with massive structure

hori- zon	clay [%]	pH _{KCl}	OC [%]	CEC _{Ton} [cmol _c *kg ⁻¹]	BSP [%]
Ah	9,7	6,1	0,8	49,9	99,6
2Bt1	19,1	5,0	0,2	6,41	98,9
3Bmt2	48,5	4,7	0,3	4,36	99,7

WRB	soil unit	Ferralic Lixisol
RL	soil unit	Ferralic Lixisol
ST	subgroup	Kandhaplic Haplustalf
CdS	groupe	Sol ferrugineu tropicau lessivé
RP	référence	Luvisol
BS	Typ	Parabraunerde

Profil 2:

Lage: 1 km SE Dogué (UTM 0383850 1006598), Mittelhang, Acker mit Baumwolle

- 0-23 cm (Ap) ochric horizon, 10YR3/2, rubblely sandy loam with angular blocky structure
- 23-35 cm (Bo1) ferralic horizon, 10YR4/3, rubblely sandy loam with angular blocky structure
- 35-75 cm (Bo2) ferralic horizon, 7.5YR5/6, rubblely sandy clay loam with massive structure

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nussallee 13, 53115 Bonn

** Büro für Bodenkunde und Bodenökologie, Lindenweg 24, 53347 Bonn

hori- zon	clay [%]	pH _{KCl}	OC [%]	CEC _{Ton} [cmol _c *kg ⁻¹]	BSP [%]
Ah	11,2	6,1	0,9	47,20	99,8
Bo1	18,6	4,4	0,5	8,20	96,4
Bo2	28,8	4,3	0,4	7,83	98,5

WRB soil unit Lixic Ferralsol
RL soil unit Haplic Ferralsol
ST subgroup Kandiuustalfic Eustrustox
CdS groupe Sol ferralitique lessivé
RP référence Fersialsol éluvique
BS Typ Ferrallit

Profil 3:

Lage: 1,5 km NE Dogué (UTM 0383975 1006669), Unterhang/Übergang zu Basfonds, Acker mit Yams

- 0-15 cm (Ap) ochric horizon, 10YR3/2, rubblely loamy sand with angular blocky structure
- 15-31 cm (Bv1) plinthic horizon, 10YR4/3, rubblely loamy sand with angular blocky structure, stagnic properties
- 31-90 cm (Bv2) plinthic horizon, 7.5YR5/4, rubblely sandy loam with massive structure, stagnic properties

hori- zon	clay [%]	pH _{KCl}	OC [%]	CEC _{Ton} [cmol _c *kg ⁻¹]	BSP [%]
Ap	7,5	5,9	0,6	38,34	97,0
Bgv1	7,2	5,1	0,3	9,62	99,4
Bgv2	9,6	5,5	0,1	12,23	99,2

WRB soil unit Endoeutric Plinthosol
RL soil unit Eutric Plinthosol
ST subgroup Typic Plinthaquox
CdS groupe Sol gris lateritique
RP référence ?
BS Typ Pseudogley

Profil 4:

Lage: 3,5 km NW Dogué (UTM 0379698 1009634), Fuß des Inselbergs Mt. C.d.Gaulle

- 0-10 cm (Ah) mollic horizon, 10YR3/2, sandy loam with angular blocky structure
- 10 cm+ (C) continuous rock (saprolith)

hori- zon	clay [%]	pH _{KCl}	OC [%]	CEC _{Ton} [cmol _c *kg ⁻¹]	BSP [%]
Ah	17,2	5,4	3,1	83,5	99,6

WRB soil unit Haplic Leptosol
RL soil unit Eutric Leptosol
ST subgroup Lithic Ustorthents
CdS groupe Ranker
RP référence Lithosol
BS Typ Ranker

5. Diskussion

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind durch Substratschichtung charakterisiert. Über dem Festgestein bzw. dem Saprolith folgen tonhaltige Schichten aus Pisolithen, Quarzen, Krusten- und Gesteinsfragmenten ("gravel layer", „nappe des gravats"). An der Oberfläche liegt feinkörniges Hangsediment ("hillwash", „recouvrement argilo-

sableux") vor, in dem die Kornfraktion Sand dominiert. Diese Abfolge spiegelt die Entstehung der Landschaft durch Pedimentation, d.h. die von eingetieften Abtragungsbasen ausgehende rückschreitende Ausräumung mit Feststoffab- und -auftragungen wider (FAUST, D. 1991, FÖLSTER 1983, FRITZ 1996). Zur weiteren Texturdifferenz innerhalb der Böden trägt der Prozess der Lessivierung bei, der sowohl das sandige Hangsediment als auch die grushaltigen Schuttschichten erfasst. Auffällig sind weiterhin die geringe Kationenaustauschkapazität der im Unterboden liegenden Horizonte, der geringe Gehalt an verwitterbaren Mineralen (Profil 2: <5%) und der hohe Anteil an Kaolinit in der Tonfraktion (Profil 2: >70%). Diese Daten sind u.a. charakteristisch für Ferralsols, die durch relative Anreicherung von Aluminium und Eisen, durch Ferralisation, entstanden sind. In tiefer gelegenen Senken kommen Böden mit Grund- und Staunässe sowie deutlich ausgeprägter Rostfleckung vor. Sesquioxidreiches Grund- und Hangzugwasser haben hier zur absoluten Anreicherung von Aluminium und Eisen, d.h. zur Plinthisation geführt (HINTERMAIER-ERHARD & ZECH 1997).

Böden am Fuß von Inselbergen sind von nur geringer Mächtigkeit. Der humose Oberboden liegt direkt auf dem angewitterten Gestein, dem Saprolith, auf.

Literatur

ARBEITSKREIS FÜR BODENSYSTEMATIK DER DEUTSCHEN BODENKUNDLICHEN GESELLSCHAFT (1998): Systematik der Böden. - Mittelgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 86: 180S.; Göttingen
 AUBERT, G. (1965): Classification des sols. - Cah. ORSTOM, sér. Pédol., 4: 976-112; Paris
 BRIDGES, E.M., BATJES, N.H. & NACHTERGAELE, F.O. (1998): World Reference Base for Soils Resources-Introduction. - 165 S.; Leuven
 DECKERS, J.A., NACHTERGAELE, F.O. & SPAAR-GAREN, O.C. (1998): World Reference Base for Soils Resources-Atlas. - 79 S.; Leuven
 FAO (1990): Guidelines for Soil description. - 70S.; Rome
 FAO (1989): Soil map of the world - Revised Legend. - World Soils Resources Rep., 60: 119 S.; Rome
 FAUST, D. (1991): Die Böden des Monts Kabyè (N-Togo). Eigenschaften, Genese und Aspekte ihrer agrarischen Nutzung. - Frankfurter Geowiss. Arb. 13: 174 S.; Frankfurt a.M.
 FÖLSTER, H. (1983): Bodenkunde Westafrika. Afrika - Kartenwerk. - Beih. W4: 101 S.; Berlin
 FRITZ, C. (1996): Boden und Standortmuster in geomorphen Einheiten Süd-Benins (Westafrika). - Hohenheimer Bodenkdl. Hefte. 29: 143 S.; Stuttgart
 HINTERMAIER-ERHARD, G. & ZECH, W. (1997): Wörterbuch der Bodenkunde. - 338 S.; Stuttgart
 INRA (1995): Référentiel Pédologique. - 332 S.; Paris
 MÜLLER-HOHENSTEIN, K. (1981): Die Landschaftsgürtel der Erde. - 204 S.; Stuttgart
 POUGET, R. (1957): Le Précambrium du Dahomey - Bull. Direct. Féd. Mines et Géol. De l'A.O.F., 22: 191 S.; Dakar
 USDA (1998): Keys to Soil Taxonomy. - 600 S.; Blacksburg
 VANREEUWIJK, L.P. (1995): Procedures for Soil analysis. - 56 S.; Den Haag

Kationenhaushalt als Indikator von Bodenveränderungen im urbanen Raum, dargestellt an Böden des Rostocker Stadtgebietes

Kahle, P.

PROBLEMSTELLUNG

Mit der steigenden Inanspruchnahme der Landschaft für Siedlung und Verkehr und den daraus resultierenden Veränderungen wächst das Interesse an urban, gewerblich und industriell genutzten Böden. Davon kündigen Arbeiten aus verschiedenen Verdichtungsräumen des In- und Auslandes. Im Mittelpunkt vorliegender Untersuchungen standen häufig Fragen der Nährstoffversorgung und Schadstoffbelastung der Böden und Substrate (Lavado et al., 1998). Zur Kationenaustauschkapazität als Maß für das Nähr- und Schadstoffbindungsvermögen der Böden und zur Verteilung der sorbierten Kationen liegen hingegen keine ausreichenden Informationen vor. Ziel der eingeleiteten Untersuchung war es deshalb:

- das Niveau des Kationenaustauschvermögens und der Basensättigung von Stadtböden zu erfassen,
- die Verteilung der basisch wirksamen Kationen Ca, Mg, K und Na zu prüfen und
- den Vergleich zu naturnah verbliebenen Böden des Untersuchungsraumes zu führen.

MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen wurden an 41 Leitbodenprofilen aus natürlichen, meist umgelagerten und mit technogenen Komponenten vermischten Substraten unterschiedlichen Alters (160 Bodenhorizonte, davon 48 Ober- und 112 Unterböden) vorgenommen. Diese entsprechen den Nutzungsweisen Garten (13), Park (4), Friedhof (4), Wohnbebauung (11), Straßenrand (2), (ehemaliger) Schießplatz (5) und Ruderalflächen (2), wobei letztere den Vergleich zu den anthropogen beeinflussten Böden aus Geschiebematerial bilden.

Die Bestimmung der potenziellen Kationenaustauschkapazität (KAK_{pot}) erfolgte im Verfahren nach Mehlich durch Perkolation des Feinbodens (< 2 mm) mit einer Ba^{2+} -haltigen Austauschlösung (pH

8,1). Die Konzentration der ausgetauschten Einzelkationen (Ca, Mg, K, Na) wurde mittels Flammenphotometer bzw. Atomabsorptionsspektrofotometer bestimmt und der Basensättigungsgrad (BS) unter Berücksichtigung der H^+ -Ionenkonzentration rechnerisch abgeleitet [$(KAK_{pot} \text{ minus H-Wert}) (KAK_{pot}^{-1}) * 100$].

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die KAK_{pot} der geprüften Böden variiert von 1,2 bis 142,8 $cmol_c \text{ kg}^{-1}$ und übertrifft damit Schwankungsbreiten früherer Untersuchungen an Auftragsböden aus der Literatur (Hiller, 1996; Blume u. Schleuß, 1997).

Tab. 1: KAK_{pot} , Basensättigungsgrad und Gehalt an sorbierten basisch wirksamen Kationen in Böden des Rostocker Stadtgebietes

Nutzungsweise	Anzahl Horiz.	KAK_{pot}	BS	
		$cmol_c \text{ kg}^{-1}$	%	
Oberboden				
Garten	G	18	14,6	94,1
Park	P	4	7,4	18,5
Friedhof	F	5	9,0	73,2
Wohngebiet	W	12	13,1	93,7
Straßenrand	St	2	3,9	160,0
Ruderalfläche	R	2	8,6	91,2
Schießplatz	S	5	10,2	22,0
Unterboden				
Garten	G	29	7,1	98,8
Park	P	14	3,8	25,7
Friedhof	F	7	4,6	73,2
Wohngebiet	W	41	10,5	97,7
Straßenrand	St	5	4,6	143,5
Ruderalfläche	R	3	7,9	95,1
Schießplatz	S	11	4,5	3,6

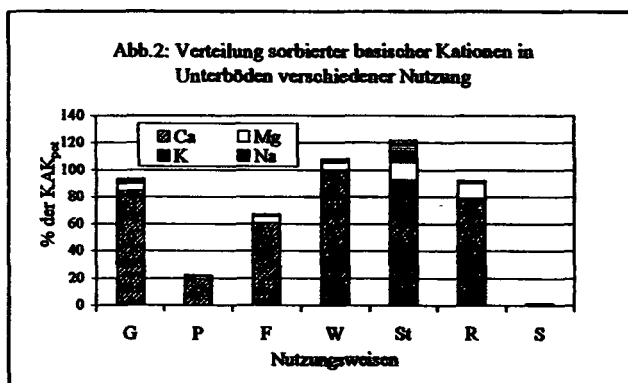
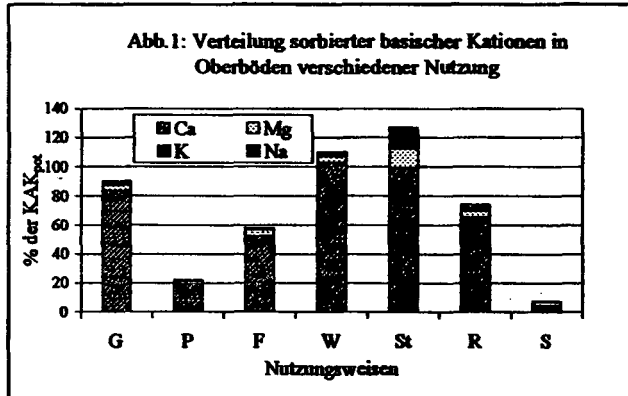
Resultierend aus der Verteilung an OBS und Ton waren die Oberböden sorptionsstärker als die Unterböden (Tab. 1). Zwischen OBS-Gehalt und KAK_{pot} bestanden in beiden Tiefenbereichen signifikante Beziehungen (Oberboden, $r = 0,61^{***}$; Unterboden, $r = 0,93^{***}$). Zum Tongehalt ergab sich hingegen keine Abhängigkeit.

Die höchsten KAK_{pot} -Werte wurden in den Oberböden der Gärten und der Wohngebiete festgestellt, erklärlich aus der langjährigen Nutzung und der damit verbundenen Akkumulation von organischer Substanz.

Am sorptionsschwächsten ($KAK_{pot} < 4 \text{ cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)

erwiesen sich die Böden im unmittelbaren Straßenrandbereich, wo ursprünglich anstehende Bodenmaterialien durch skelettreiche Restbaustoffe ersetzt wurden.

Böden der Gärten, Wohngebiete und des Straßenrandes ließen keine Tiefengradienten der organischen Substanz erkennen, wie sie aus natürlichen Böden bekannt sind (Beyer et al., 2001). In den Böden der übrigen Nutzungsweisen sind hingegen deutliche Abnahmen des Gehaltes an OBS mit der Bodentiefe zu verzeichnen.



Analog zur KAK_{pot} lässt auch der Basensättigungsgrad eine hohe Variationsbreite (0 bis > 100 %) erkennen. In Übereinstimmung mit Angaben zu stärker urban überformten Böden (Hiller, 1996) dominieren die basengesättigten Böden (BS > 50 %) in der Häufigkeitsverteilung. Ober- und Unterböden der Nutzungsweisen Garten, Wohngebiet, Straßenrand und Ruderalfläche sind nahezu vollständig basengesättigt. Insbesondere in den mit Bauschutt durchsetzten Unterböden, wie sie in kriegszerstörten Städten verbreitet vorkommen, wurden BS-Werte > 100 % ermittelt. Ursache hierfür könnten miterfasste, nicht sorbierte Kationen der Bodenlösung sein, die aus feinverteilten Mörtelresten oder anderen technogenen Komponenten herrühren.

Im Unterschied dazu sind die zumeist sauren Böden der Parks und Schießplätze basenarm (BS 4-26 %), bedingt durch Geogenese (spätpleistozäne Sande) und Bodenbildung (Braunerden, Podsole, Podsol-Gleye). Für das Gesamtmaterial (pH-Bereich 3,0 bis

8,0) ergaben sich signifikante Beziehungen zwischen pH-Wert und Basensättigungsgrad des Bodens (Oberboden $r = 0,89^{***}$, Unterboden $r = 0,81^{***}$).

Im Hinblick auf die Verteilung der sorbierten basischen Kationen zeigen die basengesättigten Böden der Gärten, Wohngebiete und des Straßenrandes die vergleichsweise höchsten Ca-Sättigungen (Abb. 1 u. 2). Sie erreichen mindestens 84 % (Oberboden) bzw. 85 % (Unterboden) aller Sorptionsplätze und übertreffen die entsprechenden Werte der naturnah verbliebenen Böden (Ruderalfläche, Parks, Schießplätze). Die übrigen basischen Kationen treten gegenüber dem Calcium eindeutig zurück. Beleg dafür sind die Reihungen der mittleren Kationensättigungen (Oberböden): 5 - 112 % (Ca) > 2 - 11 % (Mg) > 0,4 - 8 % (K) > 0 - 12 % (Na); Unterböden: 0,7 - 101 % (Ca) > 0,9 - 10,5 % (Mg) > 0 - 8,5 % (K) > 0 - 10,8 % (Na).

SCHLUSSBETRACHTUNGEN

Langjährig als Garten bzw. Wohnstandort genutzte Böden sind infolge tiefgründiger OBS-Akkumulationen sorptionsstärker als naturnah verbliebene Böden und lassen daher ein erhöhtes Vermögen zur Retardation kationischer Nähr- und Schadstoffe erwarten.

Für die mit Bauschutt, Mörtel, Müll und anderen technogenen Komponenten durchsetzten Böden stellt die Basensättigung einen brauchbaren Indikator der anthropogenen Einflussnahme dar. Dagegen widerspiegeln die zumeist carbonatarmen bis -freien Böden der Parks und Schießplätze die natürliche und nahezu ungestörte Entwicklung im periurbanen Raum.

Die Verteilungsmuster der basischen sorbierten Kationen sind in natürlichen und anthropogen beeinflussten Böden des Untersuchungsraumes ähnlich. Unter den basischen Kationen dominiert Calcium, während die übrigen Kationen zumeist deutlich zurücktreten. Die Anteile der einzelnen Kationen an der Kationenaustauschkapazität schwanken in weiten Bereichen, wobei Extreme zumeist aus anthropogenen Einflüssen herrühren.

LITERATUR

- Beyer, L., Kahle, P., Kretschmer, H. and Q. Wu, 2001: J. Plant Nutr. Soil Sci. 164, 359-364.
 Blume, H.-P. und U. Schleiß (eds.), 1997: Schriftenr. Inst. Pflanzenernähr. Bodenk. Univ. Kiel, 38, 346 S.
 Hiller, D. A., 1996: Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 241-249.
 Lavado, R. S., Rodriguez, M. B., Scheiner, J. D., Taboada, M. A., Rubio, G., Alvarez, R., Alconada, M., M. S. Zubilaga, 1998: Soil Sci. Plant Anal. 29, 1913-1917.

Rohböden auf Bergehalden des Goldbergbaus in Francistown, Botswana

Birgit Kasper¹, Wolfgang Burghardt¹, Andreas Lehmann², Horst Vogel³

Einleitung

Auf Bergehalden treten junge Böden auf. Häufig weisen sie infolge erhöhter Schwermetallbelastungen ein hohes Gefahrenpotential auf. Anhand von zwei Abraumhalden werden der Bodenentwicklungszustand und die Gehalte an Schwermetallen aufgezeigt, die eine Gefährdung der Anwohner durch Winderosion mit sich bringen.

Untersuchungsgebiet

Seit 1869 wird Gold in Francistown großtechnisch abgebaut. Das gediegene Gold kommt in Quarz- und schwefelhaltigen Quarzgängen (Quarz-Pyrit-Gängen) vor, die die Abfolgen des Greenstone Belts durchschlagen. Der Quarz wird durch Tiefbohrungen gefördert. Nach dem Brechen und Mahlen des Gesteins wurde das Gold durch Auswaschungsprozesse gewonnen. 1920 wurde die Amalganisierung durch die Cyanidlaugung ersetzt. Die Schlämme der Laugung wurden mit Hilfe von Fließbändern aufgehaldet.

Methoden

Die Bestimmung der pH-Werte erfolgte gemäß DIN ISO 10390. Die Carbonate wurden mit der Schreiberler-Methode bestimmt (DIN 19684). Kalium und Phosphat wurden im Doppellactat-Auszug extrahiert und mit dem AAS bzw. Spektralphotometer gemessen. Der Salzgehalt wurde über die Leitfähigkeit und durch gravimetrische Messungen bestimmt. Die CNS-Messung erfolgte mit dem Elementanalysator EA 3000. Die Korngrößenanalyse wurde nach DIN 19683 nach dem Verfahren von Köhn ermittelt. Hierbei wurde auf die Zerstörung von Carbonat bzw. Oxiden verzichtet. Die Bestimmung der Schwermetallgesamtgehalte erfolgte über die RFA-Analyse mit dem Spectro X-LAB. Die mobile Schwermetallfraktion wurde durch die Extraktion mit einer 1 m NH₄NO₃-Lösung und anschließender Messung mit dem ICP-AAS erfaßt.

Ergebnisse

Die Bodenansprache und Analysenergebnisse zeigen, dass man die 100- bis 50jährigen Halden in Abhängigkeit vom Ausgangsmaterial in zwei Gruppen einteilen kann.

Die Halden der ersten Gruppe weisen eine sehr geringe Bodenentwicklung auf. Lediglich eine Krustenausbildung von 1-2 cm Mächtigkeit wurde beobachtet. Ansonsten war keine weitere Differenzierung feststellbar. Tabelle 2 zeigt die für diesen Haldentyp charakteristischen niedrigen pH-Werte, die durch die Pyritverwitterung erzeugt wurden. Eine Vegetation konnte sich nur am Fuß der Halde etablieren. Erwartet niedrig ist der Gehalt an organischer Substanz (max. 0,6%). Es wurden starke Staubabwehungen aufgrund fehlender Vegetation beobachtet. Als Beispiel der Kontaminationsgefährdung werden die Analysenwerte der Monarch South Halde dargestellt (Tabelle 2).

Profilbeschreibung der Monarch South:

- Ai stark schluffiger Sand, Kittgefüge, gelblich braun, 10YR 5/6, trocken
- jC₁ stark schluffiger Sand, Subpolyeder, braun, 10YR 4/6, trocken
- jC₂ sandiger Schluff, Rollaggregate, braun, 10YR 4/6, trocken, reich an Grobporen
- jC₃ stark schluffiger Sand, Subpolyeder, gelblich braun, 10YR 5/6, trocken, gering an Grobporen

Als Vergleichswerte wurden die Prüfwerte von PRÜB (1994) herangezogen. Standortunterschiede bei der Bewertung des Elementangebotes für Pflanzen wurden bei Cd in Abhängigkeit von Zn-Angebot festgestellt.

Tabelle 1: Prüfwerte aus NH₄NO₃-Auszug in mg/kg (PrüB, 1994)

	Beeinträchtigung des Pflanzenwachstums	Beeinträchtigung der Mikroorganismen	Gefährdung des Oberflächenwassers
Cu	2 ± 0,4	1 ± 0,2	1 ± 0,2
Cr	0,05 ± 0,015	0,1 ± 0,03	0,1 ± 0,03
Mn	30	—	—
Ni	1 ± 0,2	—	1 ± 0,2
Zn	10	—	5 ± 0,5

¹ Universität Essen, FB 9, Angewandte Bodenkunde, Universitätsstr. 5, 45117 Essen, Email: birgit-kasper@gmx.de

² Universität Hohenheim, Email: lehmandr@uni-hohenheim.de

³ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Email: horst.vogel@writeme.com

Tabelle 2: Monarch South: mobile Cu, Cr, Mn, Ni und Zn-Gehalte (20g Boden / 50 ml 1 M NH₄NO₃ – DIN 19730)

Horizonte	mittlere Tiefe [cm]	pH-Wert (CaCl ₂)	Salzgehalt [%]	Cu [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Mn [mg/kg]	Ni [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Ai	1	3,3	6,15	1845	0,67	576,00	55,78	205,50
jC ₁	12	3,6	1,39	285	0,06	43,48	4,52	8,19
jC ₂	34	3,5	1,58	232	0,10	80,58	8,48	48,00
jC ₃	72	3,7	1,34	251	0,04	40,58	4,69	10,65

Die zweite Gruppe der Halden weisen pH-Werte von > 7 auf. Eine Vegetation mit den dort natürlich vorkommenden Dornensträuchern und Gräsern konnte sich auf diesen Halden mit einem Deckungsgrad von 50% etablieren. Als Beispiel dieses Haldentyps wird die Monarch Central dargestellt (Tabelle 3). Der Gehalt an organischer Substanz beträgt < 0,4%. Die mächtige Ascheschicht auf der Oberfläche der Halden stammt aus den natürlichen Oberflächenbränden. Eine Makrofauna, die die Horizonte durchmischt, fehlt. Extrem niedrig ist der Gehalt an Stickstoff. Die Gehalte an den wichtigen Nährelementen Kalium und Phosphat sind hingegen als hoch zu bewerten.

Profilbeschreibung der Monarch Central:

Ai Asche

Bv schwach toniger Lehm, Plattengefüge, braun,

10YR 4/4, trocken
 jC₁ mittel toniger Lehm, Subpolyeder, braun, 10YR 4/4, trocken, stark mit Feinwurzeln und sehr schwach mit Grobwurzeln durchwachsen, mittlerer Anteil an Feinporen
 jC₂ mittel schluffiger Ton, rundliches Makrogefüge, gelblich braun, 10YR 5/6, trocken, stark mit Feinwurzeln durchsetzt, geringer Anteil an Mittelröhren
 jC₃ schluffiger Lehm, rundliches Makrogefüge, gelblich braun, 10YR 5/6, trocken, stark mit Feinwurzeln durchsetzt, geringer Anteil an Mittelröhren
 jC₄ sandig-lehmiger Schluff, Subpolyeder, gelblich braun, 10YR 5/6, trocken, schwach mit Feinwurzeln durchsetzt, geringer Anteil an Grobröhren

Tabelle 3: Monarch Central

Horizont	mittlere Tiefe [cm]	pH-Wert (CaCl ₂)	Salzgehalt [%]	C [%]	N [%]	S [%]	P ₂ O ₅ [mg/kg]	K ₂ O [mg/kg]
Bv	1	7,1	0,2	0,92	0,10	0,04	94	61
jC ₁	9,5	7,2	0,2	0,74	0,08	0,05	34	24
jC ₂	23,5	7,9	1,3	0,98	0,08	0,05	39	11
jC ₃	40	7,9	0,6	0,54	0,05	<0,01	18	7
jC ₄	75	7,9	0,7	0,26	0,03	<0,01	6	7

Diskussion

Die Bodenentwicklung ist gering. Eine Etablierung der Vegetation ist bei der Halde Monarch South, die durch Pyritverwitterung niedrige pH-Werte aufweist, erschwert. Ebenso behindern sind die hohe Salzgehalte und die hohen Konzentrationen an mobilen Schwermetallen den Pflanzenwuchs. Stickstoff ist im Allgemeinen in diesen Böden ein Minimumfaktor, wohingegen P- und K-Gehalte als hoch zu bewerten sind. Abhängig vom Ausgangsmaterial können sehr hohe Anteile der Schwermetalle mobil werden. Mit der für semiaride Gebiete typischen oberflächlichen Akkumulation von Salzen erfolgt auch eine starke Anreicherung der löslichen Schwermetalle. Inwieweit eine Gefahr der Grundwasserkontamination vorliegt, muss im einzelnen gesondert untersucht werden. Die Grenzwerte für

humide Gebiete sind für diesen Gefährdungsweg nur bedingt anwendbar. Eine deutliche Gefährdung stellt jedoch die inhalative (Staub) und die orale Bodenaufnahme der Anwohner, besonders der auf diesen Halden spielenden Kinder, dar. Ein weiterer Gefährdungspfad ist der Weg Boden-Pflanze-Mensch durch die Nahrungsaufnahme der in dieser Umgebung angepflanzten Gemüse und Salate, dies zum einen durch die direkte Schwermetallaufnahme der Pflanzen, zum anderen durch deren mit Haldenstaub bedeckten Blätter.

Literatur

PRÜB, A. (1994): Vorsorgewert und Prüfwert für mobile (NH₄NO₃-extrahierbare) Spurenelemente in Mineralböden; In: Beurteilung von SM in Böden von Ballungsräumen: As, Pb, Cd, Dechema Arbeitsgruppe ‚Bewertung von Gefährdungspotentialen im Bodenschutz‘

Paläoböden als Indikatoren der jungquartären Landschaftsentwicklung semiarider Gebiete Südirans

Martin Kehl¹⁾, Ali Abtahi²⁾, Farhad Khormali²⁾, Armin Skowronek³⁾

Einführung und Fragestellung

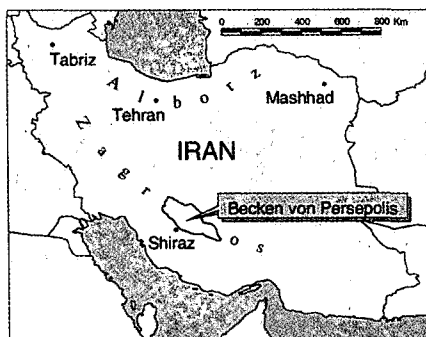
Im Rahmen landschaftsgeschichtlicher Untersuchungen dienen Paläoböden der Identifizierung ehemaliger Geländeoberflächen und dem Nachweis von Klimaschwankungen, die zu einem Wechsel zwischen Bodenbildung und Sedimentation oder Abtragung führen können. Die in Phasen der Bodenbildung herrschenden Klimabedingungen können dabei näherungsweise aus der sich in der morphologischen Ausprägung der Böden widerspiegelnden Art und Intensität pedogenetischer Prozesse rekonstruiert werden.

In dem heute von semiaridem Klima bestimmten intramontanen Becken von Persepolis (vgl. Karte) sind fossile Ah-, Bv-, Bt- und Bc-Tc-Horizonte in lössähnlichen Sedimenten alluvialer Ebenen, in Schwemmfächerablagerungen, in Löß oder in steinreichen Hangsedimenten mit Kalksteinverwitterungslehmen ausgebildet (vgl. Tab.1). Ziel unserer noch laufenden Untersuchungen ist, diese Paläoböden als Indikatoren der Landschaftsentwicklung, auch in Bezug auf jungquartäre Klimaveränderungen zu interpretieren.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das abflußlose Becken von Persepolis wird geomorphologisch durch den Gegensatz zwischen sehr schwach geneigten alluvialen Ebenen mit Bewässerungsfeldbau (Neigung ~ 0,5‰, Höhenlage um ~ 1600 mm über Meeresspiegel) und oft steil aufragenden, weitgehend bodenfreien Gebirgszügen aus kretazischen oder miozänen Kalken und Mergeln (Höhen bis ~3.700 m ü. MS) geprägt. Besonders in den Hochtälern finden sich auch schwach bis mäßig geneigte Schwemmfächer und Fußflächen, die unter nomadischer Weidewirtschaft (Schafe und Ziegen) stehen.

Im Bereich der Ebenen sind die endorheischen Flüsse Kor, Sivand und Main bis max. 25 m tief in kalk-, ton- und schluffreiche Sedimente eingeschnitten. In Prallhängen der Flüsse, in Ziegeleigruben und in Straßenanschnitten wurden 15 Boden-/Sedimentabfolgen aufgenommen, beprobt und hinsichtlich der Korngrößenzusammensetzung (Pipettmethode nach Dispergierung mit 0,1 N Na₂P₄O₇ * 10 H₂O), dem Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{org}, durch trockene Veraschung nach Wösthoff) und dem Kalkgehalt (CO₂-Entwicklung nach Zugabe von 3 M HCl) untersucht. Einige Paläobodenhorizonte und Ausgangsmaterialien wurden zudem mikromorphologisch charakterisiert. Zur Altersbestimmung von Böden und Sedimenten werden Radiokohlenstoff- und Lumineszenzmethoden eingesetzt, deren Ergebnisse in Kürze vorliegen.



Tab. 1: Klimatische, geomorphologische und pedologische Eigenschaften der untersuchten Standorte

	Standort			
	Saadatabad	Pol-e Abarj	Asupas	Bakun
Höhe ü.MS (m)	1.600	1.610	2.150	2.200
mJN (mm)	322 ¹⁾	300-350	350-400	350-400
mJT (°C)	~15,9 ¹⁾	~16	~13	~13
Reliefeinheit	Alluviale Ebene, "upper terrace" ²⁾	Alluviale Ebene, "upper terrace" ²⁾	Schwemmfächer (distal)	Oberhang eines Antiklinalzuges
Neigung (%)	< 0,5	< 0,5	2-4	15-20
Ausgangsmaterial	u- und t-reiche Schwemmsedimente	u-reiche Schwemmsedimente, Löß?	t-reicher Löß	Steinr. Hangsedimente
Paläoböden	Ah, Go	Ah, Bv	Bt, Bct, Bt-Cc, Ck	AhBv, Bcv, Bcv-Tc, Ck
"Flurabstand" der Böden (m)	2,5 bis 11	2,8 (Ah), 13 (Bv)	0	0,3

¹⁾ Klimadaten der Station Marvdasht (Höhe 1603 m ü. MS)

²⁾ Die Standorte Saadatabad und Pol-e Abarj sind morphographisch der oberen Terrasse des Kor, der im Text erwähnte Standort Pol-e Garragh derjenigen des Sivand zuzuordnen. Die "upper terrace" liegt oberhalb des rezenten Überflutungsniveaus der Flüsse.

Ergebnisse und Diskussion

Am Beispiel der in Tab. 1 aufgeführten Standorte soll das Spektrum der in verschiedenen Reliefpositionen und Ausgangsmaterialien anzutreffenden Paläoböden charakterisiert werden.

- Ah-Horizonte (Standorte Saadatabad und Pol-e Abarj)

Die hell- bis dunkelgrauen Ah-Horizonte mit C_{org}-Gehalten von max. 1 % weisen ein schwach bis mäßig ausgebildetes Polyedergefüge auf. Die Gefügentwicklung geht in einigen Fällen mit beginnender Vertisolierung einher, wie Dünnschliffanalysen und das stellenweise Auftreten von Slickensides zeigen. Die Ah-Horizonte führen primären Kalk und rekalkifizierte Grasreste.

In dem aus schluff- und tonreichen Sedimenten aufgebauten Profil des Standortes Saadatabad (vgl. Abb. 1) lassen sich fünf deutlich und drei schwach ausgeprägte Ah-Horizonte (2.5 Y 4/1 - 4/2) ausgliedern, zwischen denen rostfleckige Horizonte (2.5 Y 6/2) einen früheren Grundwassereinfluß belegen. Diese Boden-/Sedimentabfolge wurde durch Hochflutablagerungen der Flüsse Main und Kor gebildet. Für die Bodenbildung standen nur kurze Phasen der Sedimentationsruhe zur Verfügung. Mit der nach oben wachsenden Geländeoberfläche stieg auch der Grundwasserspiegel absolut an und senkte sich nach dem holozänen Einschneiden der Flüsse auf das heutige Niveau von etwa 9,5 m unter Flur ab.

Im Gegensatz zu diesem Profil ist an dem bis 15 m tief aufgeschlossenen Standort Saadatabad nur ein, etwa 40 cm mächtiger fAh-Horizont in 2,8 m Tiefe unter Flur ausgebildet, der einem sehr schluffreichen lößähnlichen Sedimentpaket aufliegt. Eine zeitliche Korrelation mit den Ah-Horizonten des Profils in Saadatabad ist derzeit nicht möglich. Am ebenfalls der "upper

¹⁾ ISPA, Hochschule Vechta, Driverstr. 22, 49377 Vechta

²⁾ Department of Soil Science, College of Agriculture, University of Shiraz, Iran

³⁾ Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, 53115 Bonn

terrace" zuzuordnenden Standort Pol-e Garragh wurden keine fAh-Horizonte gefunden.

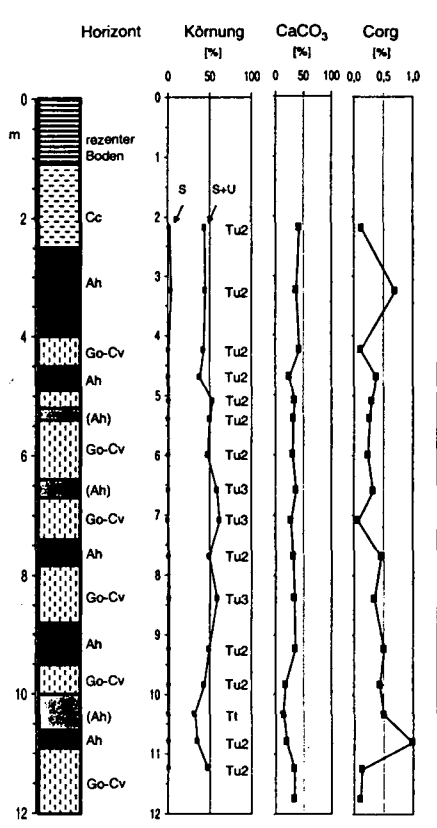


Abb. 1: Abfolge fossiler Ah-Horizonte am Standort Saadatabad

- Bv-Horizonte (Standorte Pol-e Abarj, Pol-e Garragh)

Die Bv-Horizonte bilden bis zu 2,5 m mächtige braune Bodenkomplexe (7.5 YR 4/7) aus kalkverarmten, fast humusfreiem Material, das im Gelände zunächst als Bt-Material angesehen wurde. Dünnschliffe zeigen jedoch eine nur schwache bis mäßige pedogenetische Überprägung, die derjenigen eines braunen Auenbodens ähnelt. Das Substrat enthält noch primären Kalk und weist in einigen Fällen (auch makroskopisch) erkennbare sekundäre Kalkanreicherung auf. Toncutane konnten nicht nachgewiesen werden. Dass morphologisch deutlich ausgeprägte Kalkanreicherungshorizonte unter den Bv-Horizonten fehlen, wird als weiteres Indiz für eine insgesamt nur mäßig fortgeschrittene Entwicklung dieser Böden angesehen.

Die Bv-Horizonte treten in 13 m Bodentiefe am Standort Pol-e Abarj oder an der Geländeoberfläche bei Pol-e Garragh auf. Setzt man eine zeitgleiche Entstehung voraus, wäre der erste Standort durch hohe Sedimentation, der zweite hingegen durch fehlende Sedimentation oder hohe Abtragsraten gekennzeichnet. Die im Zeitraum der Bodenbildung gegebene Geländeoberfläche würde sich - zeitgleiche Entstehung der Böden vorausgesetzt - deutlich von der heute gegebenen unterscheiden.

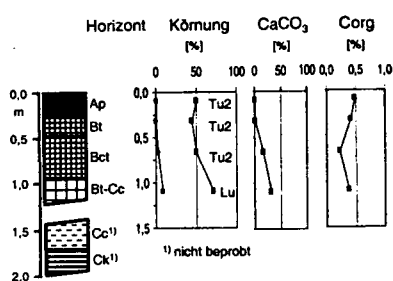


Abb. 2: Horizontabfolge der reliktschen Parabraunerde am Standort Asupas

- Bt-Horizonte (Standort Asupas)

Kräftig ausgeprägte Bt-Horizonte (7.5 YR 4/6) mit prismatischem Gefüge und Toneinschlammung im Untergrundhorizont (Bt-Cc) weisen das Profil des Standortes Asupas als Rest einer in-situ entwickelten Parabraunerde aus, deren Tonverarmungshorizont(e) abgetragen wurde(n), wie sich aus dem Tiefenprofil der Korngrößenverteilung schließen läßt (Abb. 2). Die Bt-Horizonte wurden wahrscheinlich erst vor kurzer Zeit exhumiert, da der fast kalkfreie obere Teil des Profils keine Zeichen von Rekalzifizierung aufweist, die unter den gegebenen Klimaverhältnissen und in der durch Kalkstein dominierten Umgebung des Standortes zu erwarten wäre. Im Vergleich zu den braunen Böden der Ebene sind eine wesentlich stärkere Verbraunung und bessere Gefügeentwicklung sowie Kalkanreicherungshorizonte (Cc und Ck) unterhalb der Bt-Horizonte zu verzeichnen.

- Bcv-Tc-Horizonte (Standort Bakun)

In den an nur wenigen Positionen erhaltenen, aus Kalksteinverwitterungslehm und Löß aufgebauten Decksedimenten der Festgesteinshänge sowie in Karstschlotten finden sich Bcv-Tc-Horizonte, die sich durch starke Verbraunung und stellenweise Rubefizierung (5 YR 4/8) von den Bv-Horizonten der Ebene deutlich unterscheiden. Ein gut ausgebildetes polyedrisches bis prismatisches Gefüge das nach mikromorphologischen Befunden auch Strebcutane aufweisen kann, deutliche Rekalzifizierung und das Auftreten von Kalkanreicherungskrusten zeichnen diese Böden aus. Das Profil des Standortes Bakun setzt sich aus einem in braunem Bodensediment entwickelten Ah-Bv-Horizont (10 YR 3/3), einem wahrscheinlich ebenfalls verlagerten Bcv-Material (7.5 YR 4/4) und dem direkt auf der Kalkkruste lagernden Bc-Tc-Horizont (5 YR 4/6) zusammen.

Die rezenten Böden

Die auf der "upper terrace" des Kor und Sivand ausgebildeten Böden wurden von GHARAE & MAHJOORY (1985) als Typic Calciorthis und von GIVI & ABTAHI (1984) als Calcic Haploxeralfs bezeichnet. Die Profilbeschreibungen der Autoren sowie eigene Geländebeobachtungen zeigen, daß die unter semiariden Verhältnissen entstandenen rezenten Böden der Ebene durch mäßige Verbraunung und Gefügeentwicklung und mäßige bis deutliche Karbonatverteilung gekennzeichnet sind. Auf steinreichen Hangsedimenten sind Rendzinen ausgebildet.

Schlußfolgerungen

Die am Beispiel der Standorte Asupas und Bakun vorgestellten Bct- und Bcv-Tc-Horizonte werden als verlässliche Zeiger eines ehemals feuchteren Klimas und als Reste eemzeitlicher Böden angesehen. Sie waren auf den schwach bis mäßig geneigten, heute weitgehend bodenfreien Kalksteinhängen sowie auf Fußflächen oder Schwemmfächern verbreitet und wurden unter wärmezeitlich trockeneren Klimaverhältnissen abgetragen.

Wahrscheinlich haben sich auch in den alluvialen Ebenen eemzeitliche Parabraunerden gebildet, die von fluvialen oder äolischen Sedimenten überlagert worden sind. Die in der Ebene beschriebenen Bv-horizonte sind im Vergleich zu den Bct- und Bc-Tc-Horizonten als deutlich geringer entwickelt einzustufen. Die Bv-Horizonte ähneln eher den rezenten Böden der "upper terrace" oder sind sogar etwas schwächer entwickelt. Die Bv-Horizonte wie auch die Ah-Horizonte des Standorts Saadatabad werden daher nicht als Zeugen ehemals deutlich feuchterer Klimaverhältnisse angesehen. Sollte eine zeitliche Einstufung mit Hilfe absoluter Datierungen möglich sein, könnten sie als stratigraphische Indikatoren jedoch wichtige Informationen zur Landschaftsentwicklung liefern.

Literatur:

GHARAE, H.A. & R. A. MAHJOORY (1985): Characteristics and geomorphic relationships of some representative aridisols in southern Iran. - Soil Sci. Soc. Am.J. 48: 1115-1119.
 GIVI, J. & A. ABTAHI (1985): Soil genetics as affected by topography and depth of saline and alkali ground water under semiarid conditions in southern Iran. - Iran Agricultural Res. 4: 11-27.

Bodeninformationen für die Projektbewertung auf der oberen Planungsebene. Erfahrungen aus einem F+E-Vorhaben zur Umweltrisikoeinschätzung der Bundesverkehrswegeplanung.

K. Kruse & Dr. D. Günnewig*

1. Umweltrisikoeinschätzung (URE) im Projektbewertungsverfahren der Bundesverkehrswegeplanung (BVWP)

Die BVWP dient der Investitionsrahmenplanung zur Verkehrsinfrastruktur. Hierauf aufbauend werden die Bedarfspläne entwickelt und per Gesetz verabschiedet. Das Gesamtwirtschaftliche Projektbewertungsverfahren der BVWP wird um eine fachliche Beurteilung raumbezogener Umweltrisiken und -konflikte ergänzt. Die URE dient hierbei der qualitativen Einschätzung der mit jedem einzelnen für die BVWP gemeldeten Vorhaben verbundenen Umweltkonflikte. Zur Einschätzung der Umweltrisiken und -konflikte erfolgen eine Raumanalyse und -bewertung, eine Beurteilung der Wirkungen des Vorhabens sowie die Ermittlung des „Umweltrisikos“.

Aufgabe der URE ist, die Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umweltschutzgüter, wie sie in § 2 Abs.1 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG) genannt sind, der Planungsstufe der BVWP angemessen zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten.

Die **Anwendung** der URE erfolgt auf alle nach einer Voruntersuchung (naturschutzfachliche Konflikthäufung) durch das Bundesamt für Naturschutz ausgewählten Vorhaben des Neubaus und der Erweiterung von Bundesfernstraßen und Schienenwegen.

Die **Untersuchungstiefe** der URE ist der Bearbeitungsmaßstab 1:50.000 (M50). Die Heterogenität der Daten in der Bundesrepublik zwingt allerdings dazu, Daten unterschiedlicher Maßstäbe nebeneinander zu nutzen und Lageungenauigkeiten in Kauf zu nehmen. Für die URE werden allerdings keine flächenscharfen Aussagen gefordert, daher gelten Daten im Maßstabsbereich M50 bis M100 als optimal, im Bereich M200 bis M300 als stark vereinfacht, im Bereich M25 und größer als zu detailliert. Der Maßstabsbereich M25 bis M300 sollte allerdings weder nach oben noch nach unten ausgeweitet werden.

2. Methodischer Ansatz der URE / Bewertung des Raumwiderstandes

Der methodische Ansatz der URE bezieht sich primär auf gravierende Umweltkonflikte aus großräu-.....

* Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH, Kronenstr. 14, 30161 Hannover
www.planungsgruppe-hannover.de
k.kruse@planungsgruppe-hannover.de
d.guennewig@planungsgruppe-hannover.de

mig bedeutsamen ökologischen Funktionszusammenhängen und der Betroffenheit überregionaler (bundes- u. landesweit) bedeutender Gebietskategorien. Die URE umfasst folgende Analyse- und Bewertungsschritte:

- I. Raumanalyse und -bewertung zur Ermittlung des umweltbezogenen „Raumwiderstandes“,
- II. Beurteilung der Wirkungen des Vorhabens durch Bestimmung der „Maßnahmeintensität“,
- III. Ermittlung des „Umweltrisikos“.

Die Bewertung des Bodens erfolgt durch die Raumanalyse. Aufgabe der Raumanalyse ist es, die Raumeigenschaften zu ermitteln und aufzubereiten. Die relevanten Raumeigenschaften werden dann in einer ordinalen Wertskala hinsichtlich ihres „Raumwiderstandes“ beurteilt.

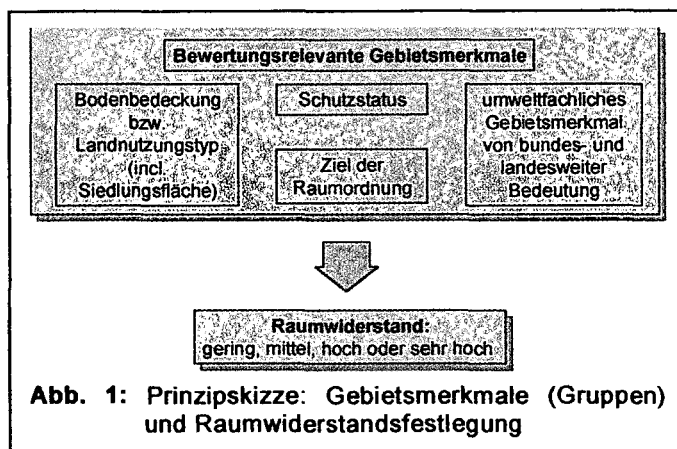


Abb. 1: Prinzipische Skizze: Gebietsmerkmale (Gruppen) und Raumwiderstandsfestlegung

Prinzipiell bezieht sich die Raumanalyse auf die einzelnen Schutzgüter des UVPG. Für die jeweilige Raumwiderstandseinstufung relevant sind die umweltfachliche Bedeutung und Repräsentanz der angestrebten Umweltziele, Unterschiede im Restriktionsgrad, die Empfindlichkeit gegenüber verkehrsspezifischen Wirkungen sowie die schutzgutübergreifende Bedeutung bestimmter Gebietskategorien.

Der Bewertungsansatz beinhaltet dabei im Grundsatz die Berücksichtigung der Belange des Bodenschutzes im Sinne des BBodSchG. Bezogen auf die Raumbewertung war beabsichtigt eine auf das UVPG und das BBodSchG bezogene Funktionsbewertung des Schutzgutes Boden einzubeziehen. Bezogen auf den Untersuchungsgegenstand waren die folgenden Boden(teil)funktionen zu bewerten:

- Lebensraumfunktion
- Bestandteil des Naturhaushaltes
- Abbau-, Ausgleichs- u. Aufbaumedium
- Archiv der Natur- u. Kulturgeschichte
- Standort f. forst- u. landwirtschaftliche Nutzung

Aufgrund der GIS-technisch zu verarbeitenden Datenmenge sowie der Anforderungen an die Bilanzierung war auf die in Bund und Ländern vorhandenen digitalen Daten zurückzugreifen (Daten in den Maßstabsbereichen M50 bis M200).

3. Kriterien, Methoden- und Datengrundlagen

Ergebnis der Datenrecherche zum Bodenschutz im Rahmen der Pilotstudie ist, dass bundesweit keine flächendeckend verwendbare räumliche Abgrenzung von herausragend schutzwürdigen Böden auf der Grundlage des BBodSchG besteht, die für die Anwendung im Rahmen der URE (Maßstabsbereich ca. M50 bis M100) geeignet wäre. Eine Flächendeckung von digitalen Bodendaten auf der Maßstabsebene \pm M200 ist z.Zt. nur bei ca. der Hälfte der Bundesländer gegeben, bei der Maßstabsebene \pm M50 nur bei ca. einem Drittel der Länder. Die auf ausgewählte Ziele des Bodenschutzes ausgerichtete Auswertung von in den meisten Ländern vorliegenden, allerdings nur teilweise digitalen Bodenkarten (hierzu gehören auch die in den neuen Ländern flächendeckend digital vorliegenden Mittelmaßstäbige Standortkartierung MMK 100) würde einen derart hohen Aufwand erfordern, dass der gesetzte Rahmen der URE praktisch gesprengt würde. Einzelne bodenschutzrelevante Produkte, wie sie in wenigen Ländern flächendeckend vorliegen (z.B. Nordrhein-Westfalen, Sachsen-Anhalt, Baden-Württemberg, Niedersachsen), können aufgrund des Fehlens in anderen Ländern nicht berücksichtigt werden, ohne die Vergleichbarkeit der einzelnen Bewertungsergebnisse zu stören.

Im Gegensatz zur lückenhaften digitalen (auswertbaren) Datenlage existiert in den Ländern eine große Vielfalt von Auswertungsmethoden und Bewertungsansätzen. Es werden aber jeweils an die Datenbasis der Länder angepasste Bewertungsansätze oder sogar methodisch unterschiedliche Ansätze für die Bewertung einzelner Bodenfunktionen verwendet, was eine länderübergreifende Bewertung von Bodenfunktionen ebenfalls erschwert. Die Gründe für die Vielfalt der Bewertungsmethoden bei den Staatlichen Geologischen Diensten (SGD) liegen in der unterschiedlichen fachlichen Interpretation von Bodenfunktionen bzw. der Ableitung von Teilfunktionen, verschiedenen begrifflichen Unklarheiten (z.B. Zuordnung von Bodenteilfunktionen oder Kriterien) sowie den unterschiedlichen Datengrundlagen.

4. Ergebnis der Pilotstudie

Erfahrungen

Die Bereitstellung digitaler bodenkundlicher Daten (wenn vorhanden) ist durch eine Vielzahl unterschiedlicher und uneinheitlicher Lösungen gekennzeichnet, sowohl fachlich als auch hinsichtlich der Informationssysteme. Dies hat zur Folge, dass die Nutzung vorhandener digitaler Bodeninformationen durch proprietäre Systeme und mangelnde Standards erschwert wird. Daten zu bedeutenden Werten und Funktionen des Naturhaushaltes, die nicht durch Schutz- und andere Restriktionskategorien ausgewiesen sind, können für die URE nur bedingt genutzt werden. Die benötigten Standortdaten sind bundesweit uneinheitlich verfügbar, vielfach „nur“ in analoger Qualität vorhanden und müssen unter hohem Aufwand harmonisiert und aufbereitet wer-

den. Am Beispiel bodenschutzrelevanter Daten wurde deutlich, dass eine bundesweit einheitliche Nutzung von detaillierten Standortinformationen z.Zt. nicht oder nur erschwert möglich ist. Die Nutzung kleinmaßstäbiger Bodendaten (bundesdeutscher Übersichtsmaßstab M200) weist zudem auf generalisierungsbedingte fachliche Grenzen hin.

Konsequenzen

Die Erfahrungen aus der Pilotstudie zeigen, dass eine bundesweit einheitliche Nutzung von Bodeninformationen z.Zt. nicht oder nur erschwert möglich ist. Das föderale Prinzip der Bundesrepublik hat zu einer Vielfalt an Fachdaten unterschiedlicher Maßstäbe geführt, die bundesweit nicht flächendeckend vorliegen und sogar nur ausnahmsweise über einzelne Ländergrenzen hinweg kompatibel sind! Optimierungs- und Rationalisierungspotenziale, mögliche Kosteneinsparungen und Qualitätsgewinne können dadurch nur teilweise oder gar nicht ausgeschöpft werden.

Aufgrund der sehr stark differierenden Situation bei den Bodendaten und Auswertungsmethoden, konnte daher eine eigenständige Einbeziehung der Bodenbewertung **nicht empfohlen** werden. D.h. den Anforderungen des BBodSchG konnte nicht entsprochen werden, da die hierfür notwendigen Grundlagen von den SGD z.Zt. noch nicht bereit gestellt werden können. Die Berücksichtigung des Schutzgutes Boden erfolgt in dieser Fachplanung, soweit möglich, über die Kriterien und Schutzkategorien der Naturschutzes und der Wasserwirtschaft.

Anforderungen

Für bundesweit vergleichbare Bewertungen ist neben einer geeigneten einheitlichen Datenbasis (mittlere bis obere Planungsebene) eine Definition und Festschreibung von Methoden und Auswertungen notwendig. Der Apell, der in der Praxis mit der Umsetzung des BBodSchG befassten Planungsbüros an die SGD und entsprechende Fachgremien lautet:

- länderübergreifende Anpassung bei Daten + Methoden verstärken
- systematische Weiterentwicklung bestehender Bewertungsverfahren
- stärkere Planungsorientierung beim Aufbau von Boden- und Umweltinformationssystemen

Erfolgt dies nicht, ist auch zukünftig keine eigenständige Berücksichtigung des Bodens i. S. des BBodSchG in den Fachplanungen auf der mittleren und oberen Planungsebene gegeben.

5. Literatur

Günnewig, D. & Hoppenstedt, A. (2001): Methodische Weiterentwicklung der Umweltrisikoeinschätzung von Verkehrsprojekten. – In: Natur und Landschaft, 76. Jg., H. 8, S. 358-365.

PLANUNGSRUPPE ÖKOLOGIE + UMWELT (2000): Weiterentwicklung der naturschutzfachlichen Bewertungsgrundlagen und -methoden im Rahmen der Umweltrisikoeinschätzung (URE) – Teil Umweltrisikoeinschätzung - FE-Nr. 96.498/1999 im Auftrag des BMVBW; unveröffentlichter Endbericht

Möglichkeiten und Regeln der Ableitung und Darstellung von anthropogen bestimmten Bodenformengesellschaften in Bodenübersichtskarten

Kühn, Dieter *

Fragestellung:

Bei der praktischen Kartierung stösst man in urbanen Regionen im Verhältnis zum natürlicheren Umland auf administrative und inhaltliche Probleme, die die Kartierung erschweren. Diese liegen hauptsächlich in der Zugänglichkeit der Flächen und in der Einholung von Genehmigungen der Eigentümer, Nutzer und Versorger sowie des Munitionsbergungsdienstes. Es ist zwar möglich eigene Aufschlüsse oder jene, die bei Bauarbeiten in städtischen Regionen oder Siedlungen entstehen, systematisch zu erfassen, doch i.d.R. erkennt man recht bald, dass die Verbreitung und Struktur der Bodendecke in urbanen Räumen anderen Regeln folgt als bei natürlich gewachsenen Böden. Erforderlich wäre deshalb ein sehr dichtes Aufnahmeraster. Vielfach lassen sich auch bei grossmassstäbiger Betrachtung keine bodenbürtigen Regeln zum Wechsel der Bodenverhältnisse erkennen. Deshalb sind gegenüber den natürlichen Böden einige Zusatzinformationen erforderlich. Die Vielfalt insbesondere der Substratfolgen in stark überprägten Bodenarealen hängt i. w. von folgenden Faktoren ab, zu denen Informationen recherchiert werden müssen:

- das Alter und Verlauf der Siedlungsgeschichte,
- der Grundwasserstand,
- die Nutzungstypen bis heute,
- der Versiegelungsgrad und
- der geologische Untergrund,
- eventuell (kriegsbedingte) Zerstörungen der Bausubstanz.

Beispiele für einige charakteristische Standortsituationen im urbanen Raum zeigen die Abbildungen 1 und 2.

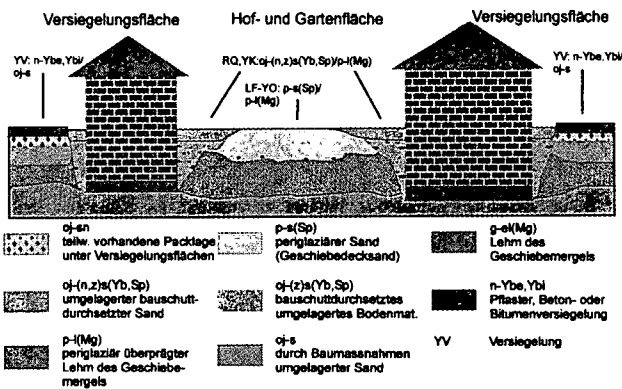


Abb. 1: Beispiel für Eigenheimbebauung in randlichen Stadtbezirken auf einer Moränenfläche

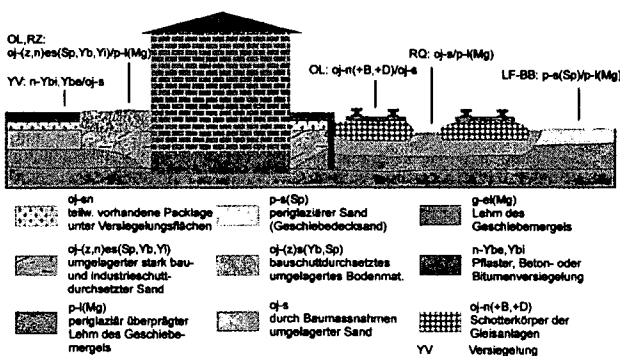


Abb. 2: Beispiel für Industrie- und Bahngelände auf einer Moränenfläche

Material:

Wichtige indirekte Informationen, die Interpretationen zum Substrataufbau für Areale in Bodenübersichtskarten ermöglichen, sind:

- Flächennutzungskarten, wenn vorhanden, verschiedenen Alters,
- Topographische Karten (auch verschiedener Jahrgänge),
- Luftbilder (s. Abb. 3), wenn vorhanden aus Zeiten verschiedener Entwicklungsphasen der Siedlungen,
- Spezialkarten (z. B. über Versiegelungsgrade oder ehemalige Zerstörungsgrade),
- Geologische Spezialkarten,
- Hydrogeologische Karten und
- Bodenkarten grösseren Massstabs.

Da bei Übersichtskarten ohnehin keine flächengetreue Darstellung von einzelnen Bodenarealen/-formen möglich ist, dienen die Erfahrungen aus dem grossmassstäbigen Bereich als Hilfsmittel sowohl für die Abgrenzung als auch bei der inhaltlichen Definition der Bodenformengesellschaften in Bodenübersichtskarten (GRENZIUS 1987).



Abb. 3: Ausschnitt aus der Luftbildkarte Berlins 1 : 50 000



Abb. 4: Ausschnitt des Entwurfes zur Bodengeologischen Übersichtskarte des Landes Brandenburg im Massstab 1 : 200 000 für den Teil des Landes Berlin (Rechteck markiert den Ausschnitt der Abb. 3)

Beispiele anthropogener Legendeneinheiten (s. Abb. 4)

für überwiegend anthropogen umlagerte natürliche Substrate über Fluss- oder Schmelzwassersanden:

* Dr. Dieter Kühn

Landesamt für Geowissenschaften u. Rohstoffe Brandenburg
Stahnsdorfer Damm 77
14532 Kleinmachnow (e-mail: kuehn@lgrb.de)

- 3** Verbreitet **Regosole und Kolluvisole aus Kippsand** (aus Decksand) **über Fluvisand** (aus Schmelzwassersand), gering verbreitet **Versiegelungsfläche**, gering verbreitet Gley-Braunerden aus Sand (aus Decksand) über Urstromtalsand, gering verbreitet Lockersyroseme und Pararendzinen aus grusführendem Kippcarbonatsand (aus Decksand, Bauschutt, Flusssand) über tiefem Fluvisand (aus Schmelzwassersand)
RQ, YK: oj-s(Sp)/f-s(Sgf)[3.1]; YV: n-Ybe, Ybi/oj-s[2]; GG-BB: p-s(Sp)/fu-s(Sf)[2]; OL, RZ: oj-(z)es(Sp, Yb, Sf)//f-s(gf)[2]; BB, BB-YO: p-s(Sp)/f-s(Sgf)[1]

für überwiegend anthropogen umlagerte natürliche Substrate über Moränenlehme:

- 6** Verbreitet **Pararendzinen aus schutt- und grusführendem Kippcarbonatsand** (aus Flusssand, Bauschutt, Decksand) **über Lehm** (aus Geschiebemergel), verbreitet **Versiegelungsfläche**, jeweils gering verbreitet Fahlerde-Braunerden aus Sand (aus Geschiebedecksand) über Lehm (aus Geschiebemergel) sowie Kolluvisole über Fahlerden und Regosole aus Kippsand (aus Decksand) über Lehm (aus Geschiebemergel)
RZ: oj-(n,z)es(Sf, Yb, Sp)/p-l(Mg)//g-el(Mg)[3.1]; YV: n-Ybe, Ybi/oj-s[3.1]; LF-YO, LF-BB: p-s(Sp)/p-l(Mg)//g-el(Mg)[2]; RQ, YK/LF: oj-s(Sp)/p-l(Mg)//g-el(Mg)[2]

für überwiegend Versiegelung mit anthropogenen bauschutführenden Substraten:

- 9** Überwiegend **Versiegelungsfläche**, verbreitet **Lockersyroseme und Pararendzinen aus schutt- und grusführendem Kippcarbonatlehmsand** (aus Flusssand, Deck- und Bauschutt) **über sehr tiefem Carbonatlehm** (aus Geschiebemergel), gering verbreitet Regosole, Kolluvisole und Kolluvisole über Fahlerde aus grusführendem Kippsand (aus Bauschutt, Deck- und Flusssand) über Lehm (aus Geschiebemergel)
YV: n-Ybe, Ybi/oj-s[3.2]; OL, RZ: oj-(n,z)els(Sf, Sp, Yb) //g-el(Mg)[3.1]; RQ, YK, YK/LF: oj-(z)s(Yb, Sf, Sp)/p-l(Mg)//g-el(Mg)[2]; LF-YO: p-s(Sp)/p-l(Mg)//g-el(Mg)[1]

für überwiegend Versiegelung mit anthropogenen bau- und industrieschuttführenden Substraten:

- 10** Überwiegend **Versiegelungsfläche**, gering verbreitet **Lockersyroseme und Pararendzinen aus schutt- und grusführendem Kippcarbonatsand** (aus Decksand, Industrie- und Bauschutt) **über sehr tiefem Fluvisand** (aus Flusssand), gering verbreitet Braunerde-Hortisole, Kolluvisole und Regosole aus grusführendem Kippsand (aus Decksand, Bauschutt) über tiefem Fluvisand (aus Flusssand)
YV: n-Ybe, Ybi/oj-s[3.2]; OL, RZ: oj-(n,z)es(Sp, Yi, Yb) //f-s(Sf)[2]; BB-YO, YK, RQ: oj-(z)s(Yb, Sp)//f-s(Sf)[2]

für Substrate auf Deponien und Gleisanlagen:

- 16** Überwiegend **Lockersyroseme aus Kippschutt** (aus Basalt, Diabas) **über Kippsand**, verbreitet Regosole und Lockersyroseme aus Kippsand über Fluvisand
OL: oj-n(+B,+D)/oj-s[3.2]; RQ, OL: oj-s/f-s[3.1]; RQ, OL: oj-s/p-l(Mg)//g-el(Mg)[1]
- 17** Überwiegend **Lockersyroseme und Pararendzinen aus schutt- und grusführendem Kippcarbonatsand** (aus Bauschutt, Schmelzwasser- und Decksand,) **über Bauschutt** und verbreitet Kolluvisole und Regosole aus schutt- und grusführendem Kippsand (aus Schmelzwassersand, Bauschutt, Decksand) über Bauschutt
OL, RZ: oj-(n,z)es(Yb, Sgf, Sp)/oj-Yb[3.2]; YK, RQ: oj-(n,z)s(Sgf, Yb, Sp)/oj-Yb[3.1]; OL, RR: oj-n(^k)[1]

Die Begriffe wurden nach der Substratsystematik der DBG bzw. der KA4 gebildet. Die Symbole von Grob- und Feinbodenarten korrespondieren entsprechend mit den Angaben zu Ausgangsgesteinen. Dominierende Ausgangsgesteine werden zuletzt genannt (s. Bd. 86, Mitt. d. DBG, S.146).

Schlussfolgerungen:

Die Erkundung im urbanen Bereich konzentriert sich bei der Übersichtskartierung auf die Gewinnung von Informationen, die indirekt Aufschluss über die mögliche Bodenbeschaffenheit geben können. Durch Kombination der gewonnenen Informationen mit Kenntnissen aus konkreten Erkundungssituationen lassen sich Regeln für die Übersichtskartierung ableiten. Wesentliche Regeln, die zur Anwendung kommen, sind:

- Je älter die Siedlungsgeschichte ist, desto mächtiger ist i. d. R. eine anthropogene Überprägung der natürlichen Böden bzw. deren Überdeckung.
- Je stärker Kriegszerstörungen in Städten waren, desto höher ist i.d.R. der Bauschuttanteil in den Substraten und deren Mächtigkeit in den Gebäudezwischenräumen.
- Im bauschutführendem Substrat älterer Wohnsiedlungen dominiert der Grusanteil im Grobboden. Auf Flächen mit längerer industrieller Nutzung dominiert der Schuttanteil im Grobboden. I. d. R. überwiegt der Feinboden am Gesamtboden.
- Je höher der Versiegelungsgrad ist, desto höher ist auch der Anteil anthropogener Substrate auf den verbleibenden Flächen, und desto geringer ist die Bedeutung bodensystematischer Einheiten für die Abgrenzung und inhaltliche Kennzeichnung von Kartiereinheiten.
- Areale mit vorwiegender Eigenheimbebauung haben in den Zwischenräumen eine weitgehend natürliche Bodendecke.
- Der geologische Untergrund beeinflusst die Zusammensetzung von anthropogen geprägten Mischsubstratedecken.
- Hohe Grundwasserstände führten häufig zur Aufschüttung von meist natürlichen Substraten mit abnehmender Hydromorphie mit zunehmender Überdeckung.

Ausblick:

Im Gegensatz zu den natürlichen Bodenarealen lassen sich in Übersichtskarten die Inhalte urbaner Bereiche nur als Tendenz darstellen. Die Ableitung von Bodenformengesellschaften und ihrer Flächenanteile folgt Annahmen zur vorwiegenden Substratüberprägung bzw. -ablagerung. Auf konkreten Flächen können damit die ausgewiesenen Bodenformen und ihre Flächenanteile stärker von den realen Verhältnissen abweichen, als dies bei natürlich geprägten Bodenarealen zu erwarten ist. Die bisherige Substratsystematik, insbesondere die Kennzeichnung der Tiefenstufenbereiche, ist für die Kennzeichnung urbaner Flächen in Übersichtskarten zu detailliert, so dass angegebene Tiefenbereiche dominierende Verhältnisse andeuten. Eine Schätzung der Flächenanteile sämtlicher anzunehmenden Flächenbodenformen, die sich aus einer detaillierten Kennzeichnung der unterschiedlichen Mächtigkeitsverhältnisse ergeben, aus Übersichtsgründen wenig zweckmässig und problematisch. Vorhandene Informationslücken durch Geländeuntersuchungen zu schließen, ist aufgrund der komplexen Verhältnisse und des dadurch notwendigen hohen Aufwandes unrealistisch, so dass auch weiterhin indirekte Interpretationen neben Stichprobenuntersuchungen in der flächendeckenden Kartierung urbaner Räume vorherrschen wird. Trotzdem ist es erforderlich, nicht nur den Versiegelungsgrad in urbanen Bereichen darzustellen, sondern Bodenformen zu kennzeichnen.

Quellen:

- Ad-hoc-AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl., Hannover (KA4).
- AK BODENSYSTEMATIK der DBG (1998): Systematik der bodenbildenden Substrate.- Mitt. der DBG, Bd. 86, S. 135 ff.
- Geologische Spezialkarte 1 : 25 000, verschiedene Blätter.
- Geologische Übersichtskarte von Berlin und Umgebung 1 : 100 000, LGRB und Senatsverwaltung Abt. SenStadtUm von Berlin, 1995.
- GRENZIUS, R. (1987): Die Böden Berlins (West) - Klassifizierung, Vergesellschaftung, ökologische Eigenschaften.- Diss., Berlin .
- Luftbildkarte Berlin 1 : 50 000, Senatsverwaltung Bauen, Wohnen und Verkehr - Vermessungswesen -, 1996 Berlin.
- Topographische Karte 1 : 25 000, verschiedene Blätter.
- Umweltatlas von Berlin, Karte Bodengesellschaften (Konzeptkarte), 1993 Berlin.
- Umweltatlas von Berlin, Karte Versiegelung, 1993 Berlin.

Mikromorphologisch-stratigraphische Befunde zur spätglazialen Bodengeneese in NO-Deutschland

Peter Kühn & Dietmar Schröder

1 Einleitung

Obwohl seit den sechziger Jahren kontrovers diskutiert, ist auf den Grundmoränenplatten in den norddeutschen Jungmoränengebieten die Genese der Leitböden mit der vereinfachten Horizontabfolge Ah, Ap/Bv/(II)Ael/(IIAel+Bt)/Bt/elCn noch nicht geklärt. Diese Profile werden entweder als *Braunerde-Lessivé*, entsprechend der traditionellen Sichtweise einer rein holozänen Genese (REUTER 1990), oder als *Braunerde mit reliktschem Lessivé* klassifiziert, entsprechend der bodengenetischen Vorstellung einer spätglazialen Genese des Lessivés im liegenden Geschiebelehm und der holozänen Braunerdebildung im jungdryaszeitlich gebildeten Decksand (JANETZKO 1996). Auch eine rein spätglaziale Genese der *Braunerde-Lessivés* wird vertreten (KOPP 1970).

Da in den (jüngsten) Jungmoränengebieten die Sedimente im Pleniglazial abgelagert wurden, eignen sich diese Gebiete besonders, um vergleichende bodenkundliche Untersuchungen im Hinblick auf eine mögliche spätglaziale Genese bzw. Vorprägung der Lessivés durchzuführen.

2 Untersuchungsgebiet



Abb. 1: Lage des Untersuchungsraumes. Quartärgeologische Karte stark vereinfacht aus RÜHBERG et al. (1995).

Das Untersuchungsgebiet liegt nordöstlich von Dargun auf flachwelliger Grundmoräne des Mecklenburger Vorstoßes nördlich der Pommerschen Eisrandlage. Die Leitbodenform der Grundmoränenplatten ist die manchmal schwach hydromorph beeinflusste *Lessivé-Braunerde* aus Decksand über Geschiebemergel (SCHNEIDER & KÜHN 2000). Da nach GÖRSDORF & KAISER (2001) sich eine Eisfreiwerdung der Pommerschen Bucht um 14000 BP abzeichnen

beginnt, kann dies als Minimumalter für die Enteisung der Grundmoränenplatten des südlich gelegenen Festlandes gelten. Deshalb ist davon auszugehen, dass das Untersuchungsgebiet mindestens 3000 - 4000 Jahre den klimatischen Bedingungen des Spätglazials ausgesetzt waren.

3 Methoden

Mit umgebauten Kubiena-Kästchen (4,5 x 2,5 x 2,5 cm bzw. 10 x 6 x 4 cm) wurden ungestörte orientierte Proben entnommen. Herstellung der Dünnschliffe erfolgte nach Lufttrocknung der Proben nach BECKMANN (1997). Die Analyse der Dünnschliffe erfolgte vor allem nach STOOPS (1999).

Die Korngrößenanalyse erfolgte nach kombinierter Sieb-Pipettmethode nach KÖHN.

Weitere bodenphysikalische und bodenchemische Daten dieser Profile wurden von SCHRÖDER & SCHNEIDER (1996) sowie von SCHRÖDER et al. (1997) vorgestellt.

4 Ergebnisse

Bisher boten nur Sandkeile die Möglichkeit auf terrestrischen Standorten der flachwelligen Grundmoränenplatten, eindeutig stratigraphisch zu arbeiten. Die Sandkeilbildung war zuletzt nur in der Jün-

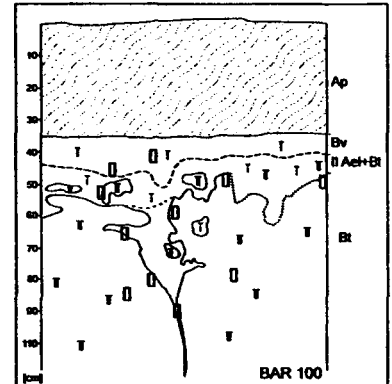


Abb. 2: Lessivé-Braunerde aus Decksand über Geschiebelehm mit Sandkeil (BAR 100). Rechtecke markieren Entnahmestellen für Mikromorphologie-Proben.

geren Dryas möglich. Die Sandkeile liegen in Böden mit der o. g. Horizontabfolge mit ihren Schulterbereichen i.d.R. an der Obergrenze der Bt-Horizonte (Abb. 2). Die Korngrößenverteilung zeigt einen deutlichen Unterschied zwischen Sandkeilfüllung und hangendem Decksand. Werden Sandkeilfüllungen ohne Bt-Schmitzen analysiert, ergeben sich als Bodenarten häufig Su2 bzw. fSms.

Hor.	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	S	U	T	B-art
Ap	7,0	3,2	6,5	17,9	38,4	23,1	4,0	66	28	7	Su3
Bv	5,4	3,1	10,4	16,0	30,2	31,3	3,6	65	30	5	Su3
Ael+Bt	5,3	3,3	7,6	18,1	41,2	21,0	3,4	66	29	5	Su3
Sandk.	6,2	2,4	4,7	8,1	39,5	25,1	13,9	79	15	6	SI2
Bt	13,2	4,1	6,1	11,5	38,6	23,0	3,5	65	22	13	SI4

Tab. 1: Prozentuale Korngrößenverteilung von Profil BAR 100.

Dipl. Geogr. P. Kühn: Universität Greifswald, Geograph. Institut, Jahnstr. 16, 17487 Greifswald; pkuehn@uni-greifswald.de
 Prof. Dr. D. Schröder, Universität Trier, FB VI, Abt. Bodenkunde, Universitätsring, 54286 Trier; schroedd@uni-trier.de

Die bodenmikromorphologische Analyse ermöglicht die Beurteilung, ob die Bodenbildung durch periglazialen Einfluss überprägt wurde oder sich nur an periglazial entstandene Strukturen anlehnt.

Als Merkmal periglazialer Prägung lassen sich im Dünnschliff (Abb. 3) Spuren von Segregationseisbildung in Form von linsenförmig-plattig ausgebildetem Mikrogefüge nachweisen (VANVLIET-LANOË 1998).

Toncutanbruchstücke sind in und am Rande der Sandkeilfüllungen, sowie in den linsenförmigen Mikroplatten dokumentiert.

Da die Sandkeile offensichtlich ungestört sind, konnten diese Toncutanbruchstücke nur entstehen, wenn Lessivierung vor der Sandkeilgenese und damit im Spätglazial schon stattgefunden hatte.

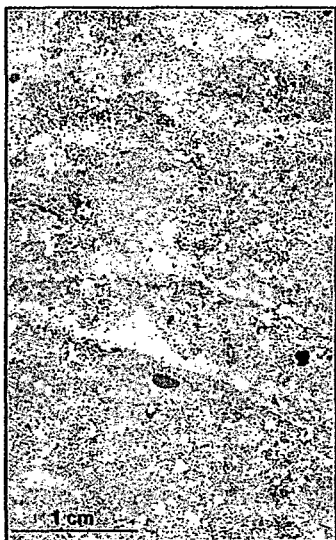


Abb. 3: Dünnschliff aus Profil BAR 100, Bt-Horizont (64 cm). Durch Segregationseisbildung geprägtes linsenförmiges plattiges Gefüge.

Neben Toncutanfragmenten vorkommende ungestörte Toncutane belegen eine nachfolgende holozäne Lessivierung.

Mikromorphologische Befunde an Profilen ohne Sandkeile weisen durch Silt-Ton-Kappen, Bt-Schmitzen und Mikrobänderung auf periglaziale Überprägung der Sedimente hin. Da Bt-Schmitzen auch in Sandkeilfüllungen (Abb. 2) zu finden sind, ist trotz weiterer Entstehungsmöglichkeiten deren periglaziale Genese anzunehmen (LAVES 1972). Toncutanbruchstücke in Bt-Schmitzen, sowie neben ungestörten Toncutanen und reorientierte (gealterte) Toncutane neben ungestörten Toncutanen weisen auf eine periglaziale Überprägung der Bt-Horizonte hin und damit auf eine spätglaziale Lessivierung. Ungestörte Toncutane mit bis zu vier verschiedenen Toncutangenerationen werden zunächst der holozänen Lessivierung zugeschrieben (KÜHN et al.).

Anhand der Reorientierungsmerkmale (erkennbar an undulöser Auslöschung bei gekr. Pol.) in Toncutanen legt FITZPATRICK (1993) zwar fünf Alterungsstufen fest, doch die zu einer Reorientierung der Tonminerale in Tonhäutchen führenden Ursachen sind noch nicht geklärt. Anzunehmen sind Prozesse, die rezent nicht wirksam sind, da sonst alle Toncutane Reorientierungsmerkmale aufweisen müssten. Deshalb sind Quellung und Schrumpfung, sowie rezenter Frosteinfluss auszuschließen. Eine experimentelle Überprüfung möglicher Ursachen der Reorientierungsmerkmale verspricht hier den größten Erfolg.

5 Zusammenfassung

Anhand der vorgestellten mikromorphologisch-stratigraphischen Befunde ergibt sich im Gegensatz zu den genannten weit verbreiteten Hypothesen zur Lessivégenese in der deutschen Bodenkunde, dass Tonverlagerung sowohl unter Milieubedingungen des Spätglazials als auch im Holozän zum Erscheinungsbild der untersuchten Böden beigetragen hat (vgl. auch KUNDLER 1961).

6 Literatur

- BECKMANN, T. (1997): Präparation bodenkundlicher Dünnschliffe für mikromorphologische Untersuchungen. - Hohenheimer Bodenkundliche Hefte, 40: 89-103.
- FITZPATRICK, E.A. (1993): Soil Microscopy and Micromorphology. 304 S.; Chichester.
- GÖRSDORF, J. & KAISER, K. (2001): Radiokohlenstoffdaten aus dem Spätpleistozän und Frühholozän von Mecklenburg-Vorpommern. - *Meyniana*, 53: 53-83.
- JANETZKO, P. (1996): Verbreitung und Gliederung periglaziärer Deckschichten im Jungmoränengebiet von Schleswig-Holstein und ihre Bedeutung für die Pedogenese. In LANU SCHLESWIG-HOLSTEIN [Hrsg.]: Böden als Zeugen der Landschaftsentwicklung. S. 15-27.
- KOPP, D. (1970): Periglaziale Umlagerungs-(Perstruktions-)zonen im nordmitteleuropäischen Tiefland und ihre bodengenetische Bedeutung. - *Tagungsber. d. DAL*, 102: 55-81.
- KÜHN, P., JANETZKO, P. & SCHRÖDER, D. (einger.): Zur Mikromorphologie und Genese lessivierter Böden im Jungmoränengebiet Schleswig-Holsteins und Mecklenburg-Vorpommerns. - *Eiszeitalter und Gegenwart*.
- KUNDLER, P. (1961): Lessivés (Parabraunerden, Fahlerden) aus Geschiebemergel der Würm-Eiszeit im norddeutschen Tiefland. - *Z. Pflanzenem., Düng., Bodenk.*, 95: 97-110.
- LAVES, D. (1972): Beitrag zur Mikromorphologie und Mikromorphogenese von Fahlerden (Lessivés). In: KOWALINSKI, S. & DROZD, J. [Eds.]: Soil micromorphology. 323-335. Proc. 3rd Int. Work. Meet. on Soil Micromorphology. Sept. 1969; Wrocław
- REUTER, G. (1990): Disharmonische Bodenentwicklung auf glazialen Sedimenten unter dem Einfluß der postglazialen Klima- und Vegetationsentwicklung in Mitteleuropa. In: Ernst-Schlichting-Gedächtniskolloquium, Tagungsband: 69-74.
- RÜHBERG, N., SCHULZ, W., VON BÜLOW, W., MÜLLER, U., KRIENKE, H.-D., BREMER, F. & DANN, T. (1995): Mecklenburg-Vorpommern. In: BENDA, L. [Hrsg.]: Das Quartär Deutschlands. S. 95-115; Berlin.
- SCHNEIDER, R. & KÜHN, P. (2000): Böden des Karlshofes in Groß Methling, Mecklenburg-Vorpommern. - *Trierer Bodenk. Schr.*, 1: 66-71.
- SCHRÖDER, D. & SCHNEIDER, R. (1996): Eigenschaften und spätglaziale/holozäne Entwicklung von Böden unterschiedlicher Nutzung aus Decksand über Geschiebemergel in Nord-Ost-Mecklenburg. In: LANU SCHLESWIG-HOLSTEIN [Hrsg.]: Böden als Zeugen der Landschaftsentwicklung. S. 37-47.
- SCHRÖDER, D., SCHNEIDER, R. & KÜHN, P. (1997): Entwicklung und Eigenschaften von Böden aus Decksand über Geschiebemergel in NE-Mecklenburg. - *Mitt. Dt. Bodenk. Ges.*, 85: 1243-1246.
- STOOPS, G. (1999): Guidelines for Soil Thin Description. Lecture notes prepared for Intensive Course on Soil Micromorphology. ITC Gent. 120 pp.
- VANVLIET-LANOË, B. (1998): Frost and soils: implications for paleosols, paleoclimates and stratigraphy. - *Catena*, 34: 157-183.

Dank

Die Karte und Zeichnung wurden von P. WIESE und B. LINTZEN angefertigt.

Einfluss der Aggregation und Regionalisierung bodenkundlicher, morphologischer und klimatischer Parameter über verschiedene Maßstäbe auf die Berechnung von landschaftshaushaltlichen Kennwerten

Georg Lösel und Volker Hennings¹

Problemstellung: Mittel- und kleinmaßstäbige Bodenkarten werden zunehmend zur Ableitung von Bodenfunktionen und zu Aussagen des Bodenschutzes herangezogen. Die Erstellung meist ohne eine eigene Kartierung, der Charakter einer Übersichtsdarstellung sowie die Maßstabsgrenzen der Darstellung führen zu einem Informationsverlust gegenüber großmaßstäbigen Karten. Damit sind diese Informationen für die Anwendung in empirischen Modellen nur bedingt geeignet und in jedem Fall fehlerbehaftet. Da trotz dieser Einschränkungen diese Informationen für Auswertungen benutzt werden, stellen sich folgende Fragen:

- Wie groß ist der Fehler einer Aussage, die auf diesen „unsicheren“ Informationen basiert?

- Welchen Einfluss haben nichtbodenkundliche Parameter (Klima und Relief) auf den Fehler ausgewählter landschaftsökologischer Kennwerte im Vergleich zu den bodenkundlichen Parametern?

Methodik: Die beiden Untersuchungsgebiete umfassen die Blätter Vechta und Ebergötzen der BK25. Untersucht wurden die Maßstäbe 1:25.000 (BK25), 1:50.000 (BÜK50), 1:200.000 (BSK200) und 1:1.000.000 (BÜK 1000). Der Maßstab 1:5.000 (korrigierte Bodenschätzungsdaten) bildet den großmaßstäbigen Referenzdatensatz. Als Kennwerte wurden die jährliche Grundwasserneubildung (RENGER et al. 1990) und die potentielle Erosionsgefährdung durch Wasser (SCHWERTMANN et al. 1990) ausgewählt.

Regionalisierung der Parameter zur Berechnung der jährlichen Grundwasserneubildung		
Boden	Klima	
Profilinformation der bestehenden BÜK 1000 (N1)	Verdunstung: pauschal nach HAUDE - pauschaler Niederschlag für das gesamte Blattgebiet nach nächstgelegener Klimastation	
Profilinformation der BÜK1000 differenziert in die Nutzungen Acker, Grünland und Forst (N3)	Verdunstung: pauschal nach HAUDE/ Niederschlagsdaten im 250m-Raster	
	Verdunstung: pauschal nach HAUDE Niederschlagsdaten im 1km-Raster	
Regionalisierung der Parameter zur Berechnung der potentiellen Erosionsgefährdung		
Boden (K-Faktor)	Klima (R-Faktor)	Relief (S-Faktor)
Profilinformation der bestehenden BÜK 1000 ohne Differenzierung (B1)	R-Faktor pauschal (R1)	S-Faktor aus geschätzter Neigungsstufe der bestehenden BÜK1000 (S1)
bestes Ergebnis der inhaltlichen Aggregation (B2)	R-Faktor aus der NIBIS Datenbank als gewichtetes Mittel der Polygone der kleinmaßstäbigen Karte (R2)	S-Faktor aus berechneter mittlerer Neigungsstufe der Polygone der kleinmaßstäbigen Karte (S2)
Profilinformation der BÜK1000 differenziert in die Nutzungen Acker und Forst (B3)	R-Faktor berechnet aus Niederschlagsdaten im 250m-Raster mit regionaler Regression (R3)	S-Faktor aus berechneter mittlerer Neigungsstufe der Polygone der kleinmaßstäbigen Karte (S3)
Profilinformation der BÜK1000 differenziert in die Nutzungen Acker, Grünland und Forst (B4)	R-Faktor berechnet aus den Niederschlagsdaten im 250m-Raster mit bundesweiter Regression (R4)	S-Faktor aus berechneter mittlerer Neigungsstufe der Polygone der kleinmaßstäbigen Karte (S4)
	R-Faktor berechnet aus den Niederschlagsdaten im 1km-Raster mit regionaler Regression (R5)	S-Faktor aus Modalwert der Neigungsstufenverteilung der Polygone der BÜK1000_n3 (S5)
	R-Faktor berechnet aus den Niederschlagsdaten im 1km-Raster mit bundesweiter Regression (R6)	S-Faktor aus Modalwert der Neigungsstufenverteilung der Polygone der BÜK1000_n3 (S6)
		S-Faktor aus Modalwert der Neigungsstufenverteilung der Polygone der BÜK1000_n3 (S7)
		S-Faktor aus der NIBIS Datenbank als Mittelwert der Polygone der kleinmaßstäbigen Karte (S8)

Tabelle 1: Übersicht der Regionalisierungen

Der Fehler einer Aussage wird durch die Wurzel der quadrierten Differenz gemittelt über das gesamte Blatt (root mean square difference; RMSD) zwischen der kleinmaßstäbigen Bodenkarte und einer großmaßstäblichen Referenz ausgedrückt.

Untersuchungen zur Verbesserung der Aussage durch Aggregation von bodenkundlichen Informationen unter Beibehaltung der übrigen Parameter zeigten eine Verringerung des Fehlers einer Aussage gegenüber den bestehenden Bodenkarten zwischen 5 und 25 %. Hierbei wurden die großmaßstäbigen Bodeninformationen nach verschiedenen Kriterien (Übereinstimmungen im Bodentyp, Hauptbodentyp, Substrattyp,...) aggregiert und auf dieser Grundlage die Kennwerte bestimmt.

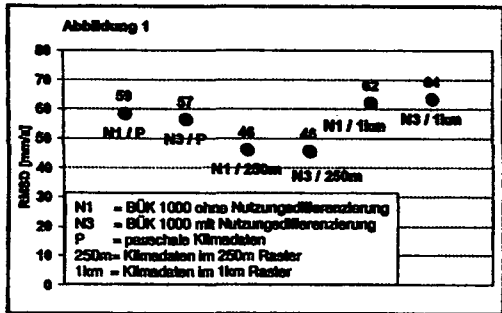
Die vorgestellte Untersuchung variierte darüber hinaus die nichtbodenkundlichen Parameter Klima und Relief. Die

verschiedenen Regionalisierungen bezogen sich dabei auf die gewählte Rasterweite der Eingangsdaten und die Aufbereitung der Daten. Die genauen Regionalisierungen können Tabelle 1 entnommen werden. Es werden nur die Ergebnisse des kleinsten Maßstabs (BÜK1000) dargestellt.

Vorbemerkung: In den folgenden Abbildungen markiert der jeweils erste Datenpunkt den Zustand der bestehenden Bodenkarte. Liegen die anderen Ergebnisse unter diesem Wert, so bedeutet das eine Verbesserung der Aussage und entsprechend.

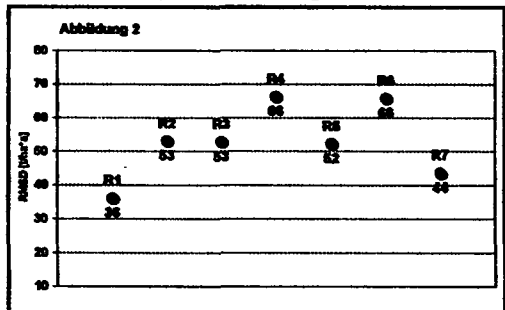
Ergebnisse: Der Fehler einer Aussage zur jährlichen Grundwasserneubildung, dargestellt im Gebiet Vechta, verringert sich durch die Regionalisierung der Klimaparameter nicht gleichmäßig. Eine Ableitung regionalisierter Klimaparameter im 250m-Raster verringert den Fehler

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover



deutlich, eine Ableitung aus einem 1km-Raster erhöht den Fehler (Abbildung 1). Der Fehler einer Aussage zur

potentiellen Erosionsgefährdung, dargestellt in Ebergötzen, verringert sich bei einer Regionalisierung der Klimaparameter nicht (Abbildung 2). Die Daten im 250m-Raster (R3/R4) und im 1km-Raster (R5/R6) zeigen keine Unterschiede. Demgegenüber erhöht die Berechnung des R-Faktors mit einer regionalen Regression die Aussagegenauigkeit. Gegenüber einer pauschalen Ableitung ist keine

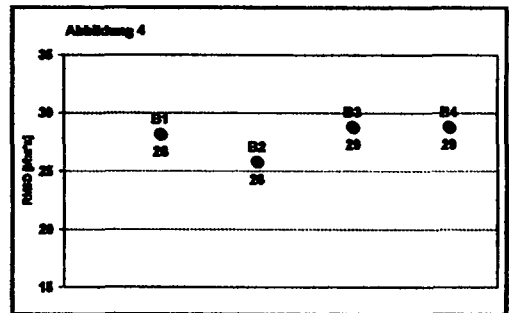
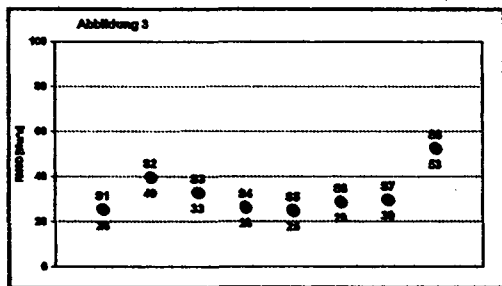


Verringerung des Fehlers zu erreichen. Die Regionalisierung des Reliefs (Abbildung 3) kann ebenfalls den Aus-

sagefehler nicht unter das bisherige Optimum senken. Eine Ableitung der Reliefparameter direkt aus einem DGM (S2-S7) zeigt jedoch gute Ergebnisse. Der Modalwert eines 50m-Rasters (S5) reduziert den Fehler relativ am stärksten. Demgegenüber steigt der Fehler beim Mittelwert aus einem 50m-Raster. Die Berücksichtigung mittlerer S-Faktoren, wie sie im NIBIS vorliegen, erhöht den Fehler. Im Verhältnis zu den beiden vorherigen Parametern verändert eine Variation der bodenkundlichen Informationen den Fehler nur in sehr geringen Umfang (Abbildung 4).

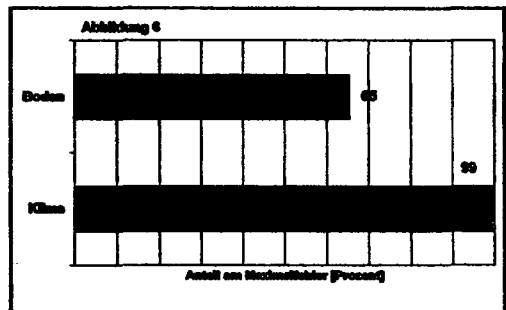
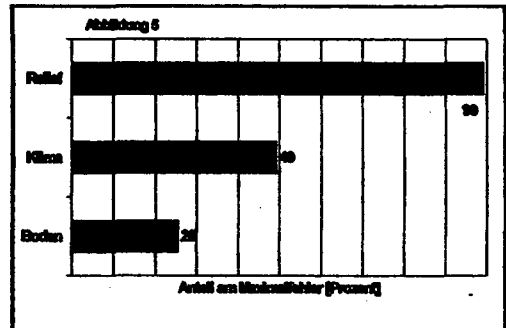
Vergleicht man die Anteile der einzelnen Parameter an der gesamten Spannweite des Fehlers, so sind bei beiden Kennwerten die nichtbodenkundlichen Parameter deutlich stärker am Gesamtfehler beteiligt als die bodenkundlichen Parameter. Bei der Grundwasserneubildung spielt die Klimaregionalisierung eine deutlich wichtigere Rolle (Abbildung 5). Dies deckt sich mit der insgesamt hohen Sensitivität dieses Parameters bei der Ermittlung der Grundwasserneubildung. Bei der potentiellen Erosionsgefährdung steht die Regionalisierung der Reliefparameter im Vordergrund (Abbildung 6).

Fazit: Eine Aggregation und Regionalisierung von Daten zur Berechnung von Bodenhaushaltsfunktionen kann den Fehler einer kleinmaßstäbige Aussage nur zu einem begrenzten Teil verringern. Der Fehler einer bundesweiten Aussage wird zu ca. 25% durch die Methode der Aggregation bzw. Regionalisierung verursacht. 75% des Fehlers



sind durch den Maßstabswechsel begründet und lassen sich nicht weiter verringern. Durch eine sehr genaue Regionalisierung der Klimaparameter scheint in einzelnen Fällen und kennwertspezifisch ein besseres Ergebnis möglich zu sein. Allgemeine Aussagen lässt diese erste Untersuchung aber nicht zu.

Bei der Ermittlung landschaftshaushaltlicher Kennwerte müssen alle beteiligten Parameter mit einem unterschiedlichen Aufwand regionalisiert werden. Die Anteile der einzelnen Parameter haben verschieden starken Einfluss auf den Gesamtfehler. Nichtbodenkundliche Parameter wie Klima und Relief lassen dabei den Einfluss des Bodens zum Teil stark zurücktreten.



Für den Anwender einer kleinmaßstäbigen Karte ergibt sich die Aufgabe, die auf dieser Grundlage ermittelten Ergebnisse maßstabsspezifisch distanziert zu bewerten. Ein gutes Hilfsmittel kann hierbei ein Maß der Heterogenität innerhalb jeder Legendeneinheit sein, das man zukünftig in die Kartenlegende einführen sollte. Um eine möglichst breite Anwendung zu ermöglichen, ist es sinnvoll, diese Heterogenitätsmaße auf Kennwerte anzuwenden, die eine zentrale Bedeutung für viele Fragestellungen des Bodenschutzes haben, wie z.B. die Bodenart oder die nutzbare Feldkapazität.

Literatur:

Renger, M., Wessolek, G., Köhlig, R., Fahrenhorst, C., Swartjes, F. & Kaschentan, B. (1990): Modelle zur Entwicklung und Bewertung von Wasserhaushalt, Stoffdynamik und Schadstoffbelastbarkeit in Abhängigkeit von Klima, Bodeneigenschaften und Nutzung. Endbericht zum BMPT-Projekt 0374343.
 Univ. Berlin, Inst. F. Ökologie, FB Bodenkunde
 Schwertmann, U., Vogl, W., Kalms, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vortragsreihe des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen 2. Aufl., Stuttgart

Flächendifferenzierung für die Landwirtschaft mittels Leitfähigkeitskartierungen

E. Lück

Einleitung

Große zusammenhängende landwirtschaftliche Nutzflächen führen dazu, dass neben kleinskaligen Variationen von Bodeneigenschaften auch weiträumige Änderungen beobachtet werden. Auf die variierenden Bodeneigenschaften, die sich in unterschiedlichen Wachstumsbedingungen für die Pflanzen auswirken, wollen die Landwirte in Form einer teilflächenspezifischen Bewirtschaftung reagieren. Arbeitsgänge wie Aussaat, Düngung und die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln werden den Erfordernissen des jeweiligen Standortes angepasst und innerhalb eines Schrages entsprechend variiert. Damit wird ein wichtiger Beitrag für die ökologische Zielsetzung einer nachhaltigen, integrativen und umweltschonenden Landwirtschaft geleistet.

Die Einführung einer teilflächenspezifischen Bewirtschaftung setzt die Kenntnis der räumlichen Variabilität der entsprechenden Bodeneigenschaften voraus.

Wissenschaftler, Landwirte, Agrar-Berater, Ökologen und Ökonomen stellen in gleichem Maße die Frage nach den Steuergrößen. Die heute zur Flächendifferenzierung eingesetzten Daten der punktuellen Bodenbeprobung, Karten der Reichsbodenschätzung, Luftbildaufnahmen, Ertragskarten und digitale Geländemodelle sind alle hilfreich, lösen aber die Probleme bei der Erstellung der Applikationsdateien nicht hinreichend. Umfangreiche Studien haben gezeigt, dass geophysikalische Kartierungen der elektrischen Leitfähigkeit des Bodens eine sehr wertvolle Ergänzung zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften liefern können. Sie stellen ein Zwischenglied zwischen der großmaßstäbigen Datenaufnahme aus der Luft und der punktuellen Beprobung dar. Da verschiedene Ursachen für die Differenzierungen in den elektrischen Eigenschaften vorliegen können, sind gezielte Probenahmen nicht ganz unerlässlich. Während ohne Geophysik enge Proberaster und aufwendige Laboruntersuchungen notwendig sind, kann man durch eine Kopplung beider Methoden die Zahl der Proben erheblich reduzieren.

Methode

Die Kartierung landwirtschaftlicher Flächen erfordert die Kopplung eines Messgerätes mit einem Zugfahrzeug und die zeitgleiche Erfassung der Position über GPS. Für Leitfähigkeitskartierungen kommen sowohl berührungslos arbeitende elektromagnetische Geräte wie das EM38 von GEONICS oder Systeme mit Bodenkontakt in Frage, die nach dem Prinzip der Gleichstromgeoelektrik arbeiten.

Erika Lück, Universität Potsdam, Institut für Geowissenschaften, PF: 601553, 14415 Potsdam, elueck@geo.uni-potsdam.de

Bei einer Fahrtgeschwindigkeit von 15 km/h und einer Messwerterfassung im Sekundentakt werden mittlere Punktabstände von 3 bis 4 m erreicht. Die Abstände zwischen den Trassen werden den landwirtschaftlich üblichen Spurbständen angepasst und liegen zwischen 9 und 36 m. Diese räumlich hochauflösenden Leitfähigkeitskarten bilden die Heterogenitätsverteilung der Böden für einen Tiefenbereich von etwa 1.5 m ab. Auf Grund der großen Punktdichte können Grenzen sich unterscheidender Bodenbereiche abgebildet werden, die in dieser Genauigkeit bisher nicht erfasst werden konnten.

Ergebnisse und Diskussion

Momentan wird die Methode auf landwirtschaftlichen Nutzflächen im Betriebsmaßstab getestet. Um den Vergleich mit anderen Informationsebenen der Teilflächenspezifik herstellen zu können, bieten sich hierbei insbesondere Betriebe an, die bereits mit dieser Bewirtschaftungsform begonnen haben. Dazu zählen u.a. der Landwirtschaftsbetrieb Golzow im Oderbruch und der Agrarbetrieb Kassow in Mecklenburg-Vorpommern. Die Flächen dieser beiden Betriebe unterscheiden sich deutlich hinsichtlich der Bodenarten, so dass davon ausgegangen werden kann, dass die Ergebnisse verallgemeinert werden können.

In den hier vorgestellten Untersuchungen kam ausschließlich die elektromagnetische Kartierung mittels EM38 zum Einsatz.

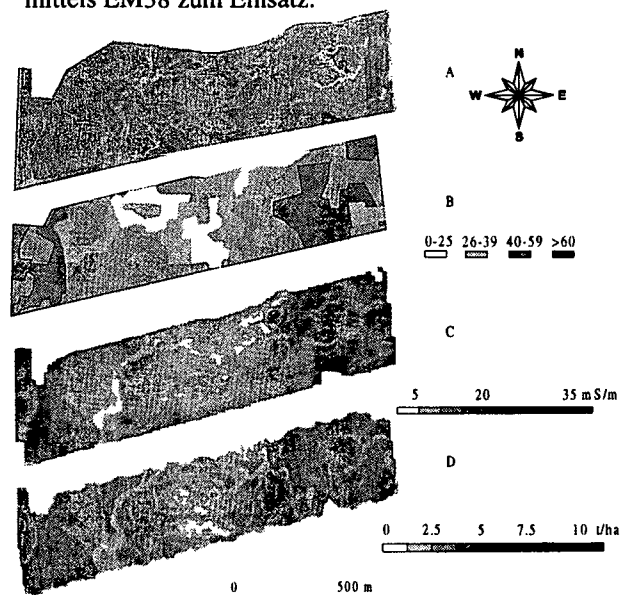


Abb. 1 Informationsebenen für die Teilflächenspezifik am Beispiel Golzow/Oderbruch

- (A) Infrarotaufnahme der CIR-Befliegung des Landes Brandenburg
- (B) Verteilung der Ackerzahlen nach der Reichsbodenschätzung
- (C) elektrische Leitfähigkeitsverteilung
- (D) Ertragskarte 2000

Die von **Golzow** aus zu bewirtschaftenden Flächen liegen im Märkisch Oderland. Anzutreffen sind lehmige Sande bis tonreiche Böden, die durch mittlere

Ackerzahlen von 54 charakterisiert werden können. Die Flächen sind durch eine sehr starke Heterogenität gekennzeichnet. So variieren auf einzelnen Schlägen die Ackerzahlen zwischen 19 und 70. Diese stark ausgebildeten Bodenkontraste pausen sich in allen Datensätzen deutlich durch (vgl. Abb. 1). Sandgefüllte Rinnenstrukturen durchziehen tonreiche Böden. Sowohl in den Luftbildern, als auch in den Ertrags- und Leitfähigkeitskartierungen sind die gleichen Strukturen sichtbar. Die Karte der Reichsbodenschätzung kann auf Grund des größeren Rasters der Bodenbeprobung die kleinräumigen Strukturen nicht erfassen. Jedoch wird auch hier der mittlere Feldbereich als das Gebiet mit den geringeren Ackerzahlen ausgewiesen, was mit den auf Grund des höheren Sandgehaltes niedrigeren elektrischen Leitfähigkeiten und den geringeren Erträgen korreliert.

Auf der Grundlage der Reichsbodenschätzung wurden für mehrere Schläge Bohrpunkte festgelegt, deren Mischproben im Labor bzgl. Bodenfeuchte, Textur und Nährstoffgehalten analysiert wurden. Parallel dazu wurden Leitfähigkeitsmessungen durchgeführt (Abb.2).

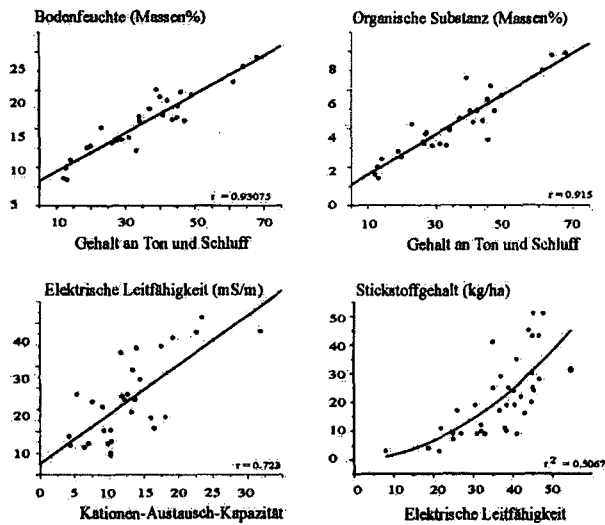


Abb. 2 Korrelationen zwischen Bodenkennwerten bestimmt im Labor und im Gelände

Sowohl die Bodenfeuchte als auch die organische Bodensubstanz zeigen eine deutliche Abhängigkeit von Ton- und Schluffgehalt. Da die elektrische Leitfähigkeit sowohl von der Textur als auch von der organischen Bodensubstanz beeinflusst wird, ist die Leitfähigkeit zur Kationen-Austausch-Kapazität ins Verhältnis gesetzt worden. Zu beachten ist, dass unterschiedliche Tiefenbereiche in diese Messwerte einfließen. Während die Leitfähigkeitswerte integral für einen Tiefenbereich bis etwa 1.5 m ermittelt wurden, ging in die Laboranalysen nur der oberflächennahe Bereich (die obersten 30 cm) ein. Trotzdem zeigt sich eine deutliche Korrelation.

Auch wenn die elektrische Leitfähigkeit des Porenfluids die gemessene elektrische Leitfähigkeit des Untergrundes beeinflusst, so ist anzunehmen, dass die in landwirtschaftlich genutzten Böden angetroffenen Nährstoffkonzentrationen nur unwesentlich Leitfähigkeitsunterschiede bewirken. Die Zusammenhänge zwischen der elektrischen Leitfähigkeit und dem Stickstoffgehalt ist auf eine Bindung beider Größen an die Textur zurückzuführen.

Der Landwirtschaftsbetrieb **KSG Kassow** (Kassow, Schwaan, Gölde nitz) ist repräsentativ für weite Teile Norddeutschlands. Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Warnowinzugsgebiet auf welligem, mit Geschiebelehm bedeckten Grundmoränenplatten.

Die auf Grund des sandigeren Bodens geringeren Ackerzahlen korrelieren mit niedrigeren elektrischen Leitfähigkeiten. Der Betrieb lässt sich nach der Reichsbodenschätzung in drei Bereiche einteilen. Während im Nord-Westen im Mittel die Ackerzahlen zwischen 20 und 40 schwanken, liegen die Ackerzahlen für die zentral gelegenen Schläge zwischen 10 und 23. Die Felder im Osten und im Süden weisen durchschnittlich höhere Ackerzahlen auf und erreichen meist Werte zwischen 40 und 50. Die Leitfähigkeitsverteilung spiegelt diese Tendenz ebenfalls wider. Der kleinräumige Wechsel zwischen sandigen Lehmen und lehmigen Sanden führt dazu, dass komplizierte Heterogenitätsverteilungen beobachtet werden, die geringe Kontraste aufweisen. Die Dynamik in den Leitfähigkeitswerten ist weitaus geringer als für Golzow. Die mittleren Leitfähigkeiten schwanken zwischen 1 und 17 mS/m, im Süden erreichen wir Werte von 30 mS/m. Abb. 3 zeigt eine Gegenüberstellung der Reichsbodenschätzung (digitalisiert durch die CIS-GmbH Rostock) und der Leitfähigkeitskartierung.

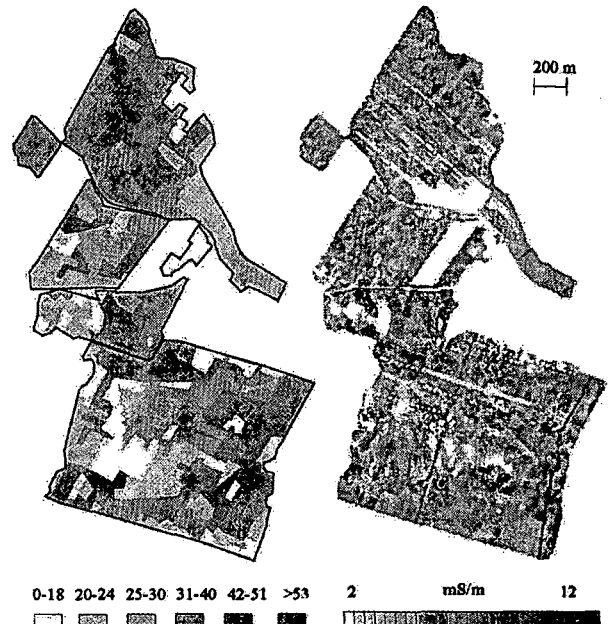


Abb. 3 Heterogenitätskarten für Kassow

Danksagung

An dieser Stelle sei besonders den Betriebsleitern G. Schaak und M. Großkopf für die großzügige Bereitstellung der Flächen und der vorhandenen Datensätze gedankt.

Dieses Projekt wird gefördert durch die Deutsche Bundesstiftung Umwelt und das Hochschulsonderprogramm.

Böden und Deckschichten auf kaltzeitlichen Sedimenten des Schweizer Mittellandes

Reiner Mailänder* & Heinz Veit

Geographisches Institut der Universität Bern,
Hallerstrasse 12, CH-3012 Bern

*Telefon: ++41/+31/631 8567; Fax: ++41/+31/631 8511

Email: milanese@giub.unibe.ch

Das zentrale Schweizerische Mittelland ist geprägt von glazialen und glazifluvialen Sedimenten des Rhône- und des Aare-Gletschers (Abb. 1). Während verschiedener kaltzeitlicher Phasen stiessen diese unterschiedlich weit ins Alpenvorland vor und vereinigten sich zeitweise. Bei den anstehenden Substraten handelt sich daher um eine Abfolge von spätglazialen Ablagerungen nahe am Alpenrand bis hin zu Sedimenten ausserhalb der Wangen-Stadien (Abb. 1), die älter sind als die letzte Kaltzeit.

Im Rahmen einer Dissertation wurde die periglaziale Überprägung dieser Sedimente und der Einfluss dieser Überprägung auf die Bodenentwicklung untersucht. Dabei konnte eine regelhafte Abfolge von periglazialen Deckschichten festgestellt werden (MAILÄNDER & VEIT, 2001). Diese können durch die verschiedenen alten glazialen und glazifluvialen Ablagerungen relativ datiert werden. Eine jüngste spätglaziale Lage (Hauptlage) überzieht das Gelände auf ungestörten Arealen fast flächendeckend mit einer Mächtigkeit von ca. 0,5 m. Sie ist damit jünger als das spät-hochglaziale Bern-Stadium, kann also entweder während der Ältesten oder der Jüngeren Dryas ge-

bildet worden sein. Hier steht eine Datierung noch aus. Nach KÖSEL (1996) stammt die Hauptlage im Rheingletscher-Gebiet aus der Jüngeren Dryas.

Ausserhalb des spät-hochglazialen Berner bzw. Solothurner Stadiums tritt vor allem an Osthängen zwischen der Hauptlage und dem Liegenden ein weiterer Lagentyp hinzu. Diese Sedimente bestehen hauptsächlich aus äolisch transportiertem, aber anschliessend noch verlagertem Material und sind als Mittellagen zu bezeichnen. Entsprechend dem Alter des Berner/Solothurner Stadiums (bis ca. 14 000 ¹⁴C-Jahre BP) wurden sie im Hochglazial, aber nicht mehr nach dem späten Hochglazial gebildet.

Basislagen konnten im Untersuchungsgebiet nicht nachgewiesen werden. Dies kann bedeuten, dass sie dort nicht vorkommen, aber auch daran liegen, dass sie schwer zu identifizieren sind. Steine sind sowohl in Moränen als auch in Schottern fast immer gut gerundet, so dass ein Nachweis anhand der Einregelung der Steine kaum möglich ist.

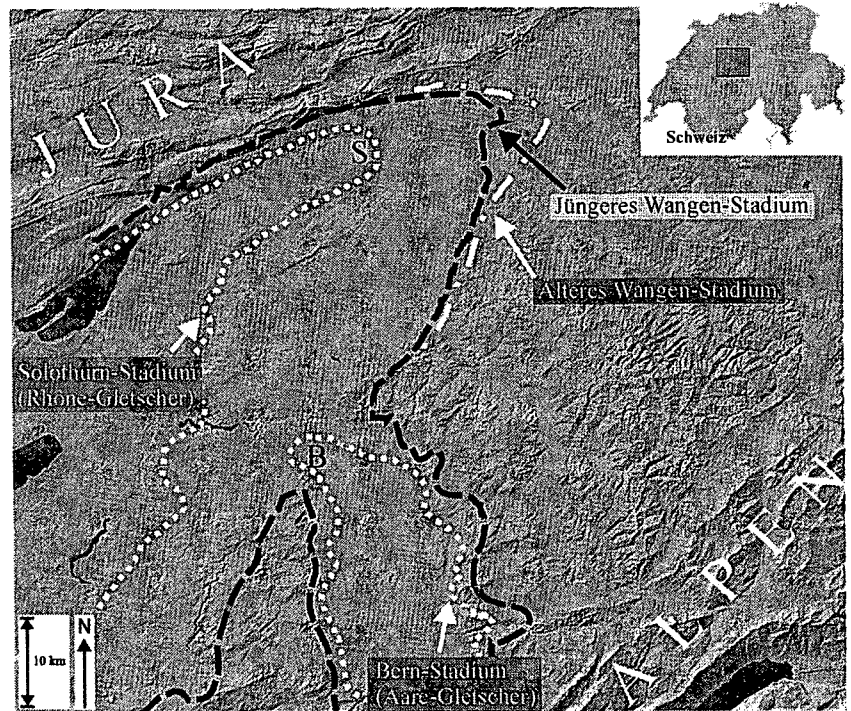


Abb. 1: Das zentrale Schweizer Mittelland. B = Bern, S = Solothurn.

Ausserhalb des hochglazialen Jüngerer Wangen-Stadiums finden sich unter den hoch- und spätglazialen Lagen Bodenbildungen mit intensiver überprägten Bt-Horizonten verglichen mit holozänen Standorten. Dabei dürfte es sich um Paläobodenreste handeln, die wahrscheinlich mindestens eemzeitliches Alter besitzen. Unterstützt wird diese Annahme neben hohen Werten an Kaolinit und Dithionit-löslichem Eisen vor allem durch mikromorphologische Befunde. Nach der Toneinwaschung wurden die Bt-Horizonte kryoturbat überformt, was zur Bildung von Toncutan-Fetzen in der Matrix, mechanisch stark beanspruchten Toncutanen sowie teilweise zu Plattigkeit geführt hat. Derartige Bt-Horizonte sind nicht nur innerhalb mächtiger Lössablagerungen zu finden, sondern auch in Kuppenbereichen auf Moränen zumindest als Reste vorhanden. Das lässt darauf schliessen, dass die Abtragung während der letzten Kaltzeit nur gering gewesen sein kann. Zudem kommt der Paläoboden auch auf der Moräne des sogenannten Älteren Wangen-Stadiums vor. Diese Moräne gehört somit nicht wie bisher angenommen dem Maximum der letzten Kaltzeit (z.B. GERBER & WANNER, 1984; ISLER *et al*, 1984), sondern einer älteren Vergletscherung an.

Die Ausbildung der Merkmale von Bodenhorizonten ist ausserhalb des Jüngerer Wangen-Stadiums auf weiten Flächen nicht immer allein dem Holozän zuzuordnen, sondern geht teilweise auf die älteren Bodenentwicklungen zurück. Die dichten, tonreichen Bt-Horizonte führen dazu, dass die Böden häufig von Pseudovergleyung betroffen sind. In dem Bereich, der im Würm vergletschert war, finden sich dagegen meist Übergänge von Braunerden zu Parabraunerden mit geringerer Tendenz zur Vernässung.

Grenzen von Lagen sind fast in allen Fällen auch Grenzen von Bodenhorizonten. So begin-

nen die Merkmale der Toneinwaschung regelmässig unterhalb der Grenze der Hauptlage zum Liegenden. Bei Profilen, die Paläobodenreste mit dichten Bt-Horizonten aufweisen, ist das Ausmass der Vernässung in den Böden dann schwächer, wenn der Paläo-Bt in grösserer Tiefe liegt. Das ist an den Stellen der Fall, an denen zusätzlich zur Hauptlage eine Mittellage vorhanden ist.

Die Befunde zeigen somit für das Untersuchungsgebiet, dass die Schichtung des Ausgangssubstrats der Böden systematisch mit dem Alter der unterlagernden Sedimente zusammenhängt. Die Verbreitung der Bodentypen und ihre Eigenschaften sind wiederum mit der Verbreitung der Deckschichten und Paläoböden verknüpft. Kenntnisse über die pleistozäne Überformung der Landschaft spielen daher eine wichtige Rolle für das Verständnis heutiger ökologischer Zusammenhänge.

Literatur

- GERBER, M.E. & WANNER, J. (1984): Geol. Atlas d. Schweiz 1:25.000, Blatt 1128 (Langenthal). Schweiz. Geol. Komm., Bern.
- ISLER, A., PASQUIER, F., & HUBER, M. (1984): Geologische Karte der zentralen Nordschweiz 1:100.000. Nagra und Schweiz. Geol. Komm.
- KÖSEL, M. (1996): Der Einfluss von Relief und periglazialen Deckschichten auf die Bodenbildung im mittleren Rheingletschergebiet von Oberschwaben. Tübinger Geowiss. Arb. D 1: 1-147.
- MAILÄNDER, R. & VEIT, H. (2001): Periglacial coverbeds on the Swiss Plateau: Indicators of soil, climate and landscape evolution during the Late Quaternary. *Catena* 45, 251-272.

Langzeitversuch zur Bodenatmung auf einem Friedhof

R. Mengede*, W. Burghardt*, M. Bahmani*

Einleitung und Ziel

Gegenstand der vorliegenden Arbeit ist die Auswertung von Messungen der CO₂-Freisetzung zur Bestimmung der Dynamik des Verwesungsvorganges in einem Friedhofsboden aus Löss im Ruhrgebiet. Böden aus Lösslehm weisen eine hohe Speicherkapazität für Wasser auf. Teilweise wurden die Böden umgelagert und liegen als Auftragsböden vor. Das luftführende Porenvolumen ist jedoch gering. Die Folge der eingeschränkten Belüftung ist eine nur langsame Verwesung. Entsprechend verlängern sich die Belegzeiten für Gräber auf Friedhöfen.

Ziel der Untersuchung ist die Beantwortung folgender Fragen:

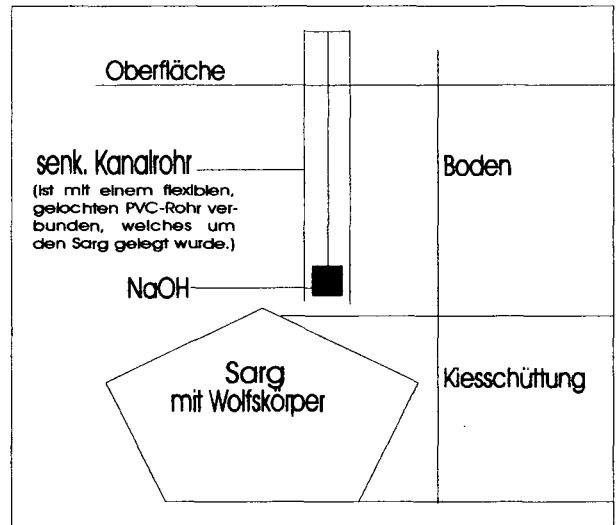
- ▶ Kann die Intensität der Verwesung gemessen werden?
- ▶ Welche Intensität erreicht die Verwesung in Böden?
- ▶ Welchen Verlauf nimmt die Verwesung innerhalb des Jahres?
- ▶ Was sind die bestimmenden Einflüsse?

Material und Methoden

Die Untersuchung erfolgte auf einem Lössboden aus schluffigem Lehm. Der Boden wurde zur Friedhofsnutzung aufgetragen. Für den Versuch wurde in einem unbehandelten Fichtenholzсар ein Wolfskadaver begraben. Die Verwesung wurde über die CO₂-Produktion gemessen. Dazu musste Sauerstoff durch den Boden bis in Sargtiefe gelangen. Um das sich bildende CO₂ auffangen zu können, wurde um den Sarg eine Kiesschüttung und zusätzlich ein gelochtes flexibles PVC-Rohr NW 100 gelegt. Das PVC-Rohr stand mit einem senkrecht eingebauten Kanalrohr NW 200 in Verbindung. Die CO₂-Freisetzung wurde in einer Flasche mit Natronlauge in 2 bis 4 wöchigem Abstand ermittelt. Die Verbrauchte Natronlauge wurde im Labor bestimmt.

*Fb.9, Angewandte Bodenkunde, Universität Essen,
Fax: 0201-183-2390,
e-mail wolfgang.burghardt@uni-essen.de
e-mail r.mengede@t-online.de

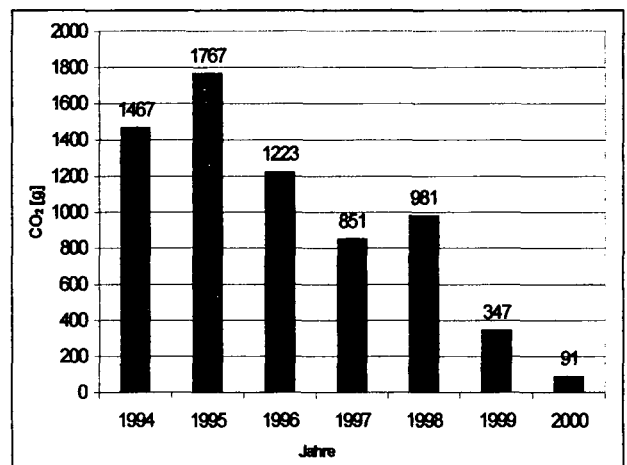
Abb. 1: Versuchsaufbau



Verlauf der CO₂-Freisetzung über 7 Jahre

Die CO₂-Freisetzung als Indikator des Verwesungsvorganges betrug in den ersten beiden Jahren 1467 und 1767 g/a. Danach verringerte sich diese allmählich und betrug nach 6 Jahren nur noch 347 g/a (Abb. 2). In den Monaten Dezember bis Februar betrug sie anfänglich 5 bis 8 % der Ganzjahresproduktion. Die stärkste Verwesung war über die CO₂-Freisetzung in den Monaten Juni bis August feststellbar.

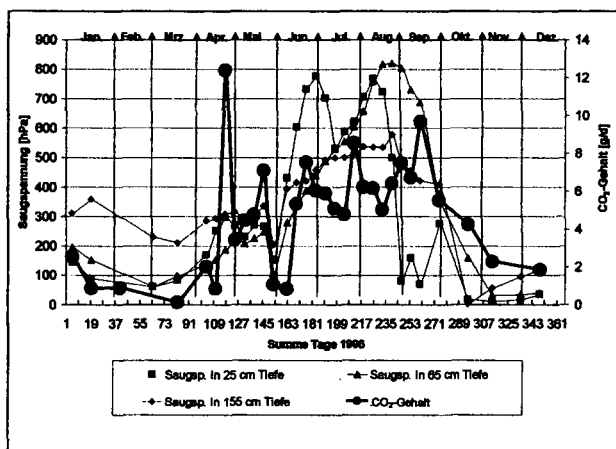
Abb. 2: Darstellung der CO₂-Freisetzung innerhalb der einzelnen Messjahre



Der Einfluss der Bodenfeuchte auf die Verwesungsaktivität

Die Sauerstoffdiffusion erfolgt durch die luftführenden Poren. In Lössböden ist jedoch die Luftkapazität gering. Eine Zunahme der luftführenden Poren erfolgt bei Abtrocknung der Böden. Abbildung 3 zeigt den Verlauf der Abnahme der Bodenwassergehalte und der damit erfolgenden Zunahme luftführender Poren anhand des Saugspannungsanstieges im Sommer. Dies macht sich in den Sommermonaten in einem starken Anstieg der CO₂-Produktion bemerkbar. Die Verwesung in Lössböden findet somit überwiegend in den Sommermonaten statt.

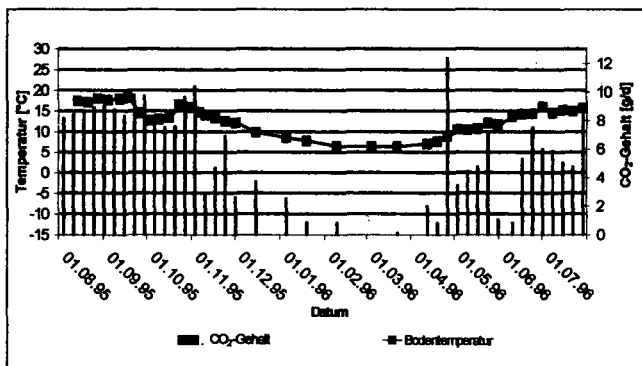
Abb. 3: Darstellung der Saugspannungskurven für das Jahr 1996



Der Einfluss der Bodentemperatur auf die Verwesungsaktivität

Die Verwesung ist von der Temperatur abhängig. Im Beispieljahr 1995/1996 lagen die Bodentemperaturen im Winterhalbjahr im Mittel unter 10 °C und im Sommerhalbjahr im Mittel über 10 °C. Die Abbildung 4 zeigt deutlich den Anstieg der Verwesung mit steigender Bodentemperatur. Die Verwesung setzt merklich bei Temperaturen über 10 °C ein.

Abb. 4: Darstellung der CO₂-Freisetzung in Abhängigkeit der Bodentemperatur



Schlussfolgerung

Über den Feldversuch ließ sich deutlich der Ablauf der Verwesung in einem Lössboden (Lu) aufzeigen. Die Abhängigkeit von der Sauerstoffdiffusion war erkennbar.

Die CO₂-Freisetzung erreichte einen Wert bis 1767 g/a. In den ersten Jahren nahm die Verwesung stark ab (Abb.5 und 6).

Gesteuert wurde die Verwesung von der Bodenfeuchte und der Bodentemperatur. Entsprechend findet sie überwiegend in den Sommermonaten statt. Die feuchten Wintermonate leisten einen nur geringen Beitrag.

Abb. 5: Darstellung der CO₂-Entwicklung für das Jahr 1994

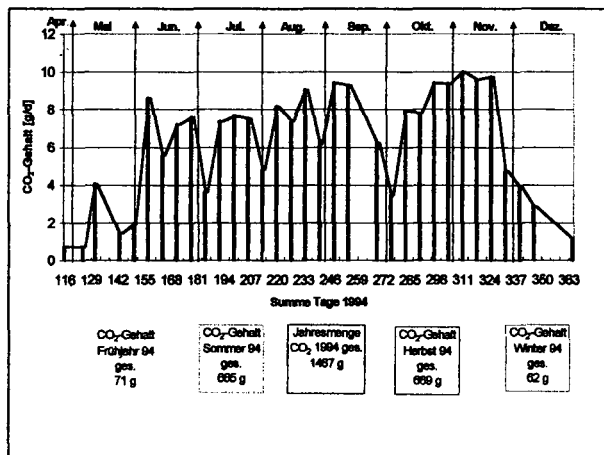
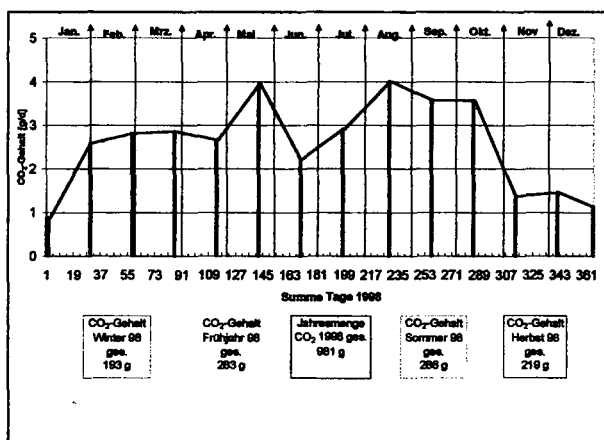


Abb. 6: Darstellung der CO₂-Entwicklung für das Jahr 1998



Literatur

Burghardt, W. et al. (1990): Friedhöfe auf Löss und urban-industriell überprägten Substraten im Ruhrgebiet – Bodenmerkmale, Probleme und Lösungsansätze. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 61, S. 131 – 134.

Böden und Bodenerosion im Hohen Atlas/Marokko

Miller, R., B. Chafik, J. Botschek & A. Skowronek

1. Einleitung und Problemstellung

Die vorliegende Arbeit ist Teil des interdisziplinären IMPETUS-Projektes (Integratives Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika), das in Marokko das Einzugsgebiet des Drâa untersucht. Bislang fehlen sowohl großmaßstäbige Bodenkarten für das Gebiet als auch Untersuchungen über den aktuellen Zustand der Böden. Ziel der Arbeit ist die Klassifikation der Böden und die Ermittlung des aktuellen Erosionsgrades sowie der Erosionsgefährdung.

2. Untersuchungsgebiet

Es wurden Böden auf fünf ausgewählten Standorten im oberen Einzugsgebiet des Flusses Dades (ca. 15000 km²) im Zentralen Hohen Atlas untersucht und beprobt. Das Gebiet erstreckt sich von den Hauptkämmen in über 3500 m ü. NN bis zum südlichen Gebirgsrand in 1400 m ü. NN und ist von einer hohen und kleinräumig stark variablen Reliefenergie geprägt. Das Klima reicht von semiarid-winterkühl in den höheren Lagen bis saharisch-winterwarm in den Beckenlandschaften. Es zeichnet sich durch eine hohe Variabilität der Niederschläge von bis zu 40 % aus (MÜLLER-HOHENSTEIN & POPP, 1990).

Die Vegetation wird in den Hochlagen von Dornpolster- und Zwergstrauchheiden beherrscht, vereinzelt kommen Überreste von Wacholderbeständen vor. In tieferen Lagen bestimmen Trockensteppengesellschaften, z. B. Artemisia-Steppen das Bild. Diese Landstriche werden nahezu lückenlos mit Schafen und Ziegen beweidet und zudem werden weiträumig um die Ortschaften herum Brennmaterialien gesammelt. In den Flussauen aller Höhenstufen sind Oasen zu finden, die teilweise seit Jahrhunderten bewirtschaftet werden (PFEIFER, 1999).

3. Material und Methoden

Es wurden auf den fünf Standorten insgesamt 38 Profile nach dem Catena-Prinzip aufgenommen und horizontweise beprobt. Die Klassifikation der Böden erfolgte nach der *World Reference Base for Soil Resources*. Die chemischen und physikalischen Standardanalysen wurden ebenfalls nach internationalen Bestimmungen vorgenommen (VAN REEUWIJK, 1995).

Um den aktuellen Erosionsgrad der Flächen ermitteln zu können, wurden relevante Parameter der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung aufgenommen und Erosionsschadenskartierungen nach DVWK (1996) durchgeführt. Die potentielle Erodierbarkeit wurde durch Erfassung der Haupteinflussgrößen Bedeckung durch Vegetation und Steine sowie der Hangneigung, der erosiven Hanglänge und der Bodenarten abgeschätzt. Dabei wurden methodisch vereinfachte Vegetationsaufnahmepattern und Schätztabelle sowie Mess- und Zählverfahren angewendet. Desweiteren wurden die Feinmaterial- bzw. Bodenmaterialakkumulationen, die sich in Hanglagen an Zwergsträuchern und Wacholdern in Form von Kleinst-Terrassen bilden, vermessen. Dies ermöglicht eine Aussage über die Größenordnung der Akkumulation und somit über die Bedeutung der Vegetation für den Erosionsschutz.

4. Ergebnisse

Klassifikation der Böden: hauptsächlich treten Regosols, Leptosols und Fluvisols auf. Vereinzelt kommen Gypsisols und Calcisols sowie Vetreter von Hochgebirgsbodentypen vor.

Erosionsfaktoren: die Hangneigungen variieren stark je nach Untersuchungsstandort, die drei höher gelegenen Testsites sind von steilen Lagen mit Neigungen bis zu 45 % geprägt. Die beiden tiefer gelegenen Standorte dagegen erreichen maximal 5 % Hangneigung. Die Vegetationsbedeckung beträgt auf allen fünf Testsites außerhalb der Oasen höchstens 30 %.

Die Steinbedeckung reicht von 100 % in Frost-

schuttlagen bis hin zu 0 % auf periodisch genutztem Ackerland (Schwarzbrache). Die Korngrößenverteilung ergab an den höher gelegenen Testsites Tichki und Imeskar hohe Schluffwerte von teilweise über 75 %, während an den tiefer gelegenen Standorten Taoujgalt und Skoura der Sandanteil höher ist (vgl. Abb.).

Erosionsschadenskartierung (DVWK, 1996): Lineare Erosionsformen ab 2 cm Tiefe wurden in Querschnitt und Länge vermessen und daraus das abgetragene Bodenvolumen berechnet. An Hängen ergaben sich abgetragene Bodenvolumen von 63 m³ auf einem 80 m langen Hang bis 137 m³ auf einem 380 m langen Hang. Desweiteren traten Grabensysteme in Tallagen von bis zu 4914 m³ auf 1320 m Länge auf.

5. Fazit

Erste Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass das Gebiet in hohem Maße erosionsgefährdet ist. Die hohe Reliefenergie und die hohe Erodibilität des Substrates im Zusammenhang mit einer starken Beweidung sowie einer intensiven Brennholznutzung führen zu einer Degradation der Böden.

Dank

Wir danken dem BMBF, dem MSWF-NRW und der Universität Bonn für die Förderung in IMPETUS.

Literatur

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. – DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239: 62 S.

MÜLLER-HOHENSTEIN, K. & POPP, H. (1990): Marokko – Ein islamisches Entwicklungsland mit kolonialer Vergangenheit. – Stuttgart, 227 S.

PFEIFER, H. (1999): Angewandte Pflanzengeographie in maghrebischen Oasen. – Dissertationes Botanicae 319: 209 S.

VAN REEUWIJK, L. P. (Ed) (1995): Procedures for Soil Analysis. – ISRIC Technical Paper no. 9, Wageningen.

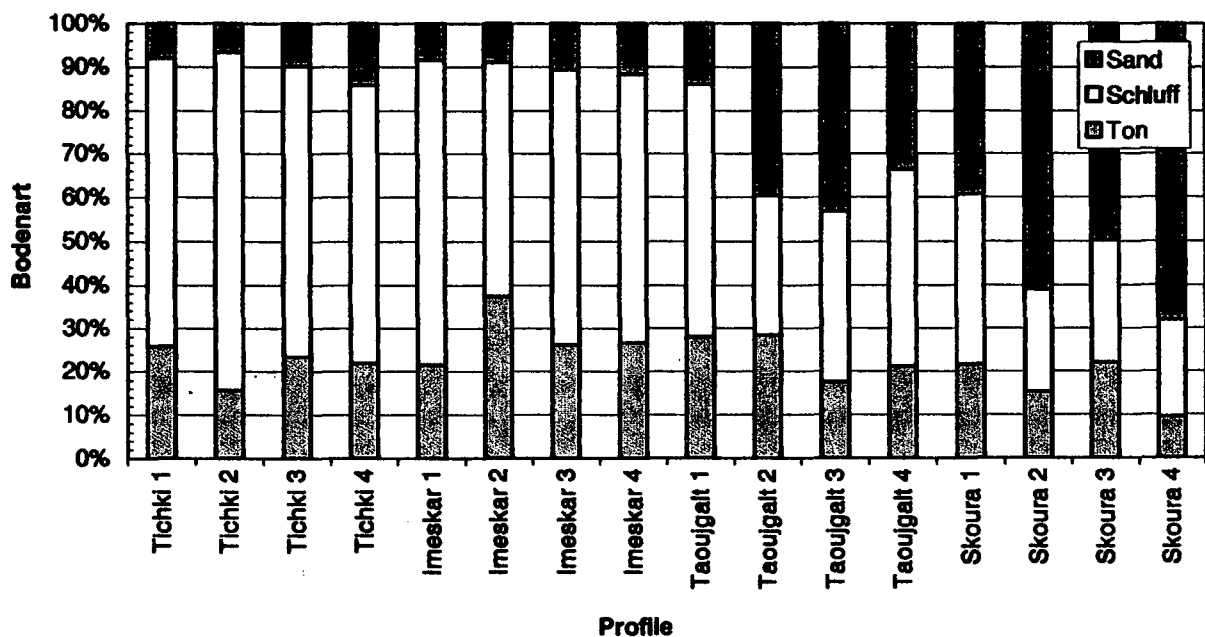


Abb.: Korngrößenzusammensetzung der Oberböden ausgewählter Profile auf vier Standorten

Räumliche Variabilität chemischer Bodenparameter – Parallelbeprobungen und Differenzierungsgenauigkeit. Ein Kompromiss.

Franz Mutsch, Robert Hacker, Michael Englisch

Einleitung

Um Bodenschutz zielgerichtet betreiben zu können, ist die Kenntnis des Bodenzustandes Voraussetzung. Bodeninventuren sind dabei die Methode der Wahl, um den aktuellen Bodenzustand zu erfassen, aber auch um über dessen mittel- und langfristige Veränderungen Informationen zu erhalten. Das erfahrungsgemäß schwerwiegendste Problem stellt dabei die häufig große, jedenfalls aber unterschiedliche räumliche Variabilität der Böden dar. In einer langen Reihe von Arbeiten (Lark & Bolam 1997; Wagner et al. 2001), die sich mit der Bodenprobenentnahme beschäftigen, wird dieser Frage nachgegangen und es werden darin zum Teil außerordentlich hohe Mindest-Stichprobenumfänge (≥ 100) genannt.

Es gilt die Frage zu beantworten, welche Stichprobengröße bei vorgegebener Sicherheit und gewünschter Genauigkeit nötig ist, um einen Standort gut zu beschreiben und eine hinreichende Differenzierung zwischen räumlicher Variabilität und zeitlicher Veränderung zu ermöglichen; und sind Böden wirklich so heterogen oder gibt es auch andere Gründe für die manchmal ermittelten hohen Mindestzahlen an Stichproben?

Material und Methode

Ein geometrischer Beprobungsraster wurde auf den 20 über Österreich verstreuten Dauerbeobachtungsflächen der Waldschadenbeobachtung angelegt. Der Raster bestand aus 40 Probenahmepunkten, von denen 5 zu einer Mischproben vereinigt wurden. Das Grundsamplje je Fläche und Tiefenstufe bestand somit aus 8 (Misch-)Proben. Es wurden die Tiefenstufen 0-5 cm, 5-10 cm und 10-20 cm beprobt.

Forstliche Bundesversuchsanstalt, Seckendorff-Gudent-Weg 8, A-1131 Wien.
<http://fbva.forvie.ac.at>

franz.mutsch@fbva.bmlf.gv.at
robert.hacker@fbva.bmlf.gv.at
michael.englisch@fbva.bmlf.gv.at

Die untersuchten Parameter waren: pH, Carbonat, C_{org} , N_{tot} ; P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Co, Cr, Ni, Pb und Cd im Säureauszug; die austauschbaren Kationen: K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Mn^{++} , Al^{+++} , Fe^{+++} und H^+ .

Es wurden einerseits die minimalen Stichprobenumfänge für eine vorgegebene Genauigkeiten (10 %, 20 %) mit unterschiedlichen Sicherheiten (95 %, 90 %) errechnet, andererseits wurde die maximale Genauigkeit bestimmt, die sich beim vorgegebenen Stichprobenumfang (8 [Misch-]Proben) erzielen ließ.

Ergebnisse

Bei einigen sehr guten Parametern lieferte die verwendete Formel sehr kleine Werte (1 oder durch Rundung sogar 0) für den minimalen Stichprobenumfang; die erzielte Genauigkeit für den durchgeführten Stichprobenumfang (von 8) lag dabei häufig unter 5 %. Zu diesen Parametern gehörte durchwegs der pH-Wert (logarithmische Größe). Doch auch viele andere Parameter (Nährelemente, Schwermetalle, einige austauschbare Kationen) konnten für eine Genauigkeit von 20 % bei einer Sicherheit von 90 % diese niedrigen Stichprobenumfänge auf manchen Probeflächen erreichen.

Bei problematischen Parametern, wo theoretisch eine sehr hohe Anzahl an Stichproben erforderlich wäre (oft weit über 100), betrug die maximal erzielbare Genauigkeit teilweise mehr als 100 %. Das bedeutet, dass mit dem gegebenen Stichprobenumfang von 8, der Analysenwert nicht genau geschätzt werden kann. Dazu zählte vor allem Cd auf carbonatfreien Böden.

Ohne auf die Detailergebnisse einzugehen kann gesagt werden, dass – von einigen Ausnahmen abgesehen – für alle Parameter, Probeflächen und Tiefenstufen mit dem durchgeführten Stichprobenumfang für eine Genauigkeit von 20 % bei einer Sicherheit von 90 % das Auslangen gefunden werden konnte. Meist hätte sogar der halbe Stichprobenumfang (4 [Misch-]Proben) genügt. Die Ausnahmen werden besprochen.

Auf einer Probefläche wären für den Parameter „organischer Kohlenstoff“ für die Tiefenstufen 0-5 und 5-10 cm, völlig entgegen dem Trend, über 100 Stichproben für eine Genauigkeit von 20 % bei einer Sicherheit von 90 % notwendig. Ein optischer Vergleich der 8 (Misch-)Proben zeigte, dass sich jeweils eine einzige Probe in der Bodenfarbe von den übrigen 7 deutlich unterschied. Diese Probe war viel dunkler (reicher an organischem Kohlenstoff) als die anderen. Der Mittelwert betrug 4,1 % C_{org} . Beim Weglassen dieser Probe sank der Mittelwert der verbleibenden 7 Proben auf 2,3 % und der entsprechende Stichprobenumfang von über 100 auf 5. Es ist offensichtlich, dass in diesem Fall bei der Probenentnahme ein Fehler gemacht wurde, indem eine Teilfläche, die vom Durchschnitt der Fläche deutlich abwich, dennoch für die Probenentnahme herangezogen wurde. – Im Vergleich zu den anderen 7 (Misch-)Proben wiesen nicht nur C_{org} sondern auch N_{tot} und P deutlich verschiedene Gehalte auf, während für die übrigen Parameter die Unterschiede nicht auffällig waren.

Wegen der grundsätzlichen Heterogenität von Böden, ist es meist notwendig, mehrere Proben zur Charakterisierung einer Fläche zu entnehmen. Um so wichtiger ist, dass die Proben nur von Flächen mit weitgehend einheitlicher Bodenbeschaffenheit entnommen werden. Das war im beschriebenen Beispiel nicht der Fall.

Während hohe Mindestzahlen an Stichproben einerseits in schlechter Probenahme – wie eben beschrieben – begründet sein können, können andererseits auch analytische Probleme dafür die Ursache sein:

Auf einer einzigen Probefläche wären für das Schwermetall Pb für eine Genauigkeit von 20 % bei einer Sicherheit von 90 % in jeder Tiefenstufe rund 150 (Misch-)Proben notwendig. Die Mittelwerte der Pb-Gehalte lagen zwischen 8 und 11 $mg \cdot kg^{-1}$, bei gleichzeitig hohen Standardabweichungen. Diese Pb-Gehalte unterschritten zum Zeitpunkt der Analyse unsere damalige Bestimmungsgrenze und führten deshalb und nicht wegen einer stark heterogenen Ver-

teilung von Pb im Boden zu erheblichen Schwankungen der Mischproben.

Ähnlich liegt das Problem für Cd bei Gehalten kleiner als etwa 0,25 $mg \cdot kg^{-1}$. Nur mit relativ großem analytischen Aufwand können Gehalte darunter halbwegs genau bestimmt werden und somit zu vertretbaren Stichprobenumfängen führen. Ob dieser Aufwand lohnt, ist fraglich. Vor allem ist zu überlegen, ob sich die statistisch errechneten Mindestanzahlen an Stichproben an Parametern orientieren sollen, die nahe der Bestimmungsgrenze gemessen werden.

Besonders niedrige Gehalte stellen auch deshalb häufig ein Problem dar, da durch Rundung große relative Unterschiede entstehen (beispielsweise Ca-Gehalte im Boden, die zwischen 0,01 und 0,02 % liegen).

Zusammenfassung und Schlussfolgerung

- Durch Drehen an den Schrauben Genauigkeit und Sicherheit kann die notwendige Anzahl an Stichproben beeinflusst werden.
- Die Tiefenstufen einer Fläche streuen unterschiedlich. Man kann daher nicht von einer Tiefenstufe auf andere schließen.
- In den obersten 20 cm gibt es keine gerichtete Ab- oder Zunahme der Variabilität mit der Bodentiefe.
- Es gibt weniger und stärker heterogene Flächen (abhängig vom geologischen Substrat, Baumarten, Vegetation, Topographie, Mikroklima, ...); in der vorliegenden Untersuchung zeigten Gleyböden die höchste Variabilität.
- Auch Anzeichen für „stabiler“ (pH) und „weniger stabile“ (austauschbares Fe^{+++} , Mn^{++}) konnten gefunden werden.

Durch geeignete Maßnahmen bei der Probenentnahme und der Analytik kann die notwendige Mindestanzahl an die Stichproben z. T. erheblich reduziert werden.

Literaturverzeichnis

Lark R.M. & Bolam H.C., 1997: Uncertainty in prediction of spatially variable data on soils. *Geoderma* 77, 263-282.

Wagner G., Quevauviller Ph., Desaulles A., Muntau H. & Theocharopoulos S; Guest Editors, 2001: Comparative Evaluation of European Methods for Sampling and Sample Preparation of Soils. *the Science of the Total Environment*; Special Issue; vol 264, Nos 1-2.

Die Österreichische Bodensystematik 2000 (ÖBS 2000)

O. Nestroy*

In Heft 13 der Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft, erschienen im Jahre 1969, waren die Grundzüge und Definitionen zur Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs umfassend dokumentiert. Es war dies das Ergebnis von Beratungen, die sich über mehrere Jahre erstreckten und die in dieser von J. Fink erstellten Endfassung ihren schriftlichen Niederschlag fanden. Über viele Jahrzehnte war dies die empfohlene und (deshalb) auch von fast allen Instituten und Institutionen verwendete Bodensystematik in Österreich.

Im Laufe der Jahre haben sich jedoch nicht nur die Untersuchungsmethoden auf dem Gesamtgebiet der Bodenkunde ausgeweitet und verfeinert, es sind auch durch die umfangreichen Arbeiten der Bodenschätzung, der Bodenkartierung und der Forstlichen Standortaufnahme nahezu alle intensiv nutzbaren Flächen aufgenommen und in entsprechender Form dargestellt worden. So steht uns heute ein Material von rund 400 Bundes- und Landesmusterstücken der Bodenschätzung, von rund 10.000 Profilpunkten der Bodenkartierung sowie von mehreren 1000 Punkten der Bodenzustandsinventur zur Verfügung. Unser Wissen über die Böden Österreichs hat qualitativ wie quantitativ bedeutend zugenommen. Dies erlaubt, auf einen aktuellen und breiten Fundus zurückgreifen zu können, wenn es um nomenklatorische oder systematische Fragen in der Bodenkunde geht.

So wurde im Jahre 1991 die Idee geboren, für Österreich eine neue Nomenklatur und Systematik zu erstellen, in einer ausgewogenen Balance zwischen bereits Bewährtem und unter Berücksichtigung des umfangreichen Erfahrungsschatzes der letzten Jahrzehnte. Es mußte ferner auch berücksichtigt werden, daß die bisher erarbeiteten Karten und Erläuterungen nicht zur Makula-

tur herabstilisiert und auch ein vergleichender Zugang zu den neuen internationalen Systematiken offengehalten wurde. Entscheidend waren auch die Prämissen, daß eine geschulte Person in der Lage sein muß, nach dem Befunden im Gelände und an der Profilgrube eine zweifelsfreie Zuordnung zu einem bestimmten Bodentyp oder Subtyp treffen zu können und ferner Gelände wie Laborergebnisse die gleichen Ranghöhe einnehmen.

Mir wurde am 11. Dezember 1991 die ehrenvolle Aufgabe übertragen, einer Arbeitsgemeinschaft zur Neufassung der Österreichischen Bodensystematik vorzustehen. Aus vielen Gründen ist es unmöglich, als Einzelperson ein solches Vorhaben erfolgreich abzuschließen. So ist es mir ein Anliegen - und dies sei bewußt an dieser Stelle ausgesprochen - den rund 12 Mitarbeitern zu danken, die neun Jahre lang im Rahmen von 44 Sitzungen durch ihr Wissen, ihren Rat und ihr Engagement zum Gelingen dieses Werkes beigetragen haben.

Es kann und soll deshalb auch nicht in diesem knappen Rahmen die ÖBS 2000 mit ihren Details dargestellt werden; diesbezüglich sei auf Heft 60 der Mitteilungen der Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft verwiesen. An dieser Stelle sollen nur die Leitlinien dieser neuen Systematik erwähnt werden.

Basierend auf Bewährtem und Traditionellem, so vor allem der Verknüpfung von Geländeansprache mit Labordaten, wurde vom morphologisch-genetischem System bewußt nicht abgegangen. So erklärt sich auch der hierarchische Aufbau von Ordnung, Klasse, Typ, Subtyp und Varietät. Zur Ordnung der Terrestrischen Böden gehören sieben Klassen (Terrestrische Rohböden, Auflagehumusböden und Entwickelte A-C-Böden, Braunerden, Podsole, Kalklehme, Substratböden, Kolluvien und Anthrosole) mit insgesamt 24

* Institut für Technische Geologie und Angewandte Mineralogie, Technische Universität Graz, Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz

Typen und 49 Subtypen. Die Varietäten sind nicht fixiert, meist nur in Form von Empfehlungen angegeben und sind somit eine offene Reihe. Zur Ordnung der Hydromorphen Böden werden sechs Klassen zugeordnet (Pseudogleye, Auböden, Gleye, Salzböden, Moore, Anmoore und Feuchtschwarzerden, Unterwasserböden) mit 22 Typen und ebensovielen Subtypen.

Neben einer umfangreichen Humusklassifikation und den Definitionen der Horizonte und Suffixe sind die Kategorien beschrieben und gegenseitig, soweit dies ein so komplexer Naturkörper wie der Boden erlaubt, abgegrenzt. Die Kriterien der überschaubaren und auch im Gelände definierbaren und abgrenzbaren Typen und Subtypen sind derart formuliert, daß die Zuordnung bis zum Subtyp für den im Gelände Geübten mit hoher Sicherheit möglich sein dürfte. Falls dies nicht im Gelände erfolgen kann, ist die Festlegung des Typs allein die Alternative.

Eine weitere Untergliederung nach Varietäten kann, wie schon erwähnt, individuell vorgenommen werden. Hier können auch die im Labor gewonnenen und im Gelände oft nicht wahrnehmbaren Werte Berücksichtigung finden.

Eingeführte und dem Kreis der Benutzer bereits bekannte und geläufige bodentypologische Bezeichnungen wurden in dieser neuen Systematik nach Möglichkeit beibehalten, ebenso wurden nur in seltenen Fällen neue Bezeichnungen eingeführt. Dahinter steht der Gedanke und auch das Bemühen, eine Brücke zwischen der Bodenwissenschaft und der land- und forstwirtschaftlichen Praxis wie auch der Raumplanung und -ordnung zu schlagen, um das Verständnis für den Boden, nicht nur als Basis unserer Ernährung, sondern auch als Träger von zahlreichen anderen für die Gesellschaft wichtigen Funktionen, zu vertiefen. Auf diese Weise soll die Bedeutung des Bodens als schützenswertes Gut unterstrichen werden.

Es ist zu hoffen, daß diese Österreichische Bodensystematik 2000 bei allen, die sich mit dem Boden auseinandersetzen, entsprechende Verwendung findet und so zur Erreichung der oben erwähnten Ziele beiträgt.

Literatur:

Fink, J. (1969): Nomenklatur und Systematik der Bodentypen Österreichs. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 13, 95 S., Wien.

Nestroy, O. (1998): Stand der Beratungen über die Neufassung der Österreichischen Bodensystematik. Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 56, S. 70-95, Wien.

Nestroy, O. et al. (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Ges., H. 60, 124 S., Wien.

Entwicklung und Degradation von Humusdecken unter kontinentalem Klima - Beispiele aus dem Uvs-Nuur-Becken (Mongolei/Tywa)

Christian Opp¹ & Dagmar Haase²

Die Spezifika der Boden- und Humusdynamik semiarider hochkontinentaler Gebiete gestatten mittels Art, Eigenschaften und Verteilung der organischen Bodensubstanz (OBS) Aussagen über die Entwicklung, Verbreitung und Degradation von Böden. Die postmortalen organischen Substanzen geben in der Regel durch Eigenschaften wie Mächtigkeit, Farbe, Struktur und chemische Charakteristika (z.B. Art und Aufbau von Fulvo- und Huminsäuren) nicht nur Auskunft über die Entstehungsbedingungen des humosen Horizontes selbst, sondern des ganzen Pedotops (Abb.1). Da Humushorizonte Informationen über die Bodenbildungsfaktoren, z. B. Klima, Vegetation, Nutzungseinfluss Beanspruchung gespeichert haben, fungieren sie, ihrer natur- und kulturhistorischen Archivfunktion wegen, auch als Indikatoren der Landschaftsentwicklung. Untersuchungen im Uvs-Nuur-Becken (Mongolei/Tywa) und dessen Randgebirgen zeigen die höhenstufen- und reliefabhängige Verbreitung und Differenzierung von Böden, unter besonderer Berücksichtigung ihrer Humusdecken. Im stark reliefiertem Gelände sind Mächtigkeit, Art und Qualität der OBS entscheidend für die physikochemischen Eigenschaften der Böden, da von ihr Erosions- sowie Verdichtungswiderstand, Nährstoff- und Wasserhaltekapazität der Böden sowie ihr Puffervermögen gegenüber Stoffeinträgen abhängen.

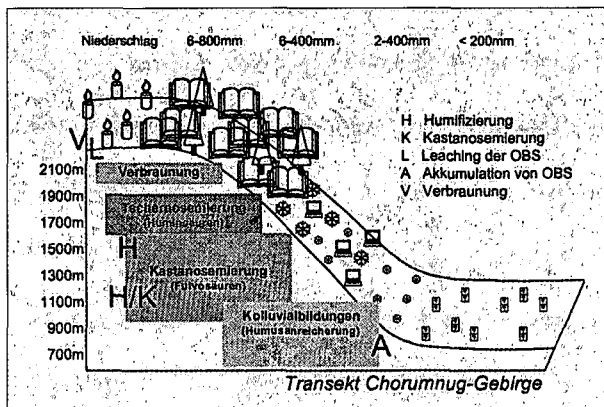


Abb.1: An- und Abreicherung der organischen Bodensubstanz in Abhängigkeit von der Höhenlage

Findet eine klima- oder nutzungsinduzierte Degradation (Verdichtung, Gefügeveränderung, Eutrophierung, Versalzung, Kontamination u.ä.) der Böden statt, so sind in erster Linie auch die humosen Bodenschichten an bzw. nahe der Bodenoberfläche betroffen. Prozesse der Humusauswaschung, Humusveränderung und Humusdeckenzemierung sind typische Agenzien einer Degradation von Böden. An Beispielen aus dem hochkontinentalen Uvs-Nuur-Becken (45-50°nördliche Breite, 91-99°östliche Länge) wird gezeigt, dass eine visuell sichtbare (feld-,diagnostische“) Veränderung der Humusschichten des Oberbodens (Aufhellung, Verdichtung, Grobporenreduzierung, Gefügeveränderung) nicht zwangsläufig durch deutlich geringere messbare Gehalte an orgC, Hu-

mus oder DOC nachweisbar ist. Standorte, welche als degradiert oder stark degradiert im Gelände aufgenommen wurden, z. B.: (degradierte *Stipa*-Steppe mit *Caragana*-Gebüsch, über Kastanosem-Kolluvisol mit dominantem *Achnatherum splendens* oder eine kolluvial überprägte Gley-Kalkpaternia mit z.T. fehlender Bodenvegetation und deutlicher Bodenverdichtung in den oberen Dezimetern), zeigten keine geringeren orgC- Konzentrationen bzw. im wässrigen Eluat zur Ermittlung des DOC-Gehaltes.

Die mächtigsten Humusdecken sind im Testgebiet in der Höhenstufe der Wald- und Wiesensteppe sowie partiell in der Steppe mit mächtigen Dunklen Kastanosemen verbreitet (35 – 90 cm). Auch die kühlfeuchte Taigastufe oberhalb von 2000 Meter (mit integrierten Humusanreicherungen und z.T. flächendeckender *Betula nana*-Vegetation) zeigen mächtige Humusdecken.

Die von TIURIN & KONONOVA (1963) angegebenen mittleren Gehalte an organischer Substanz für die Bodentypen Tschernosem und Kastanosem von 7-10% sowie 2-4% treffen auf die Mehrzahl der im Chorumnug-Transekt beprobten Profile zu (Abb.2). Betrachtet man die Vertikalgradienten ausgewählter Tiefenprofile der Südwestabdachung des Gebirges (Transekt Taiga – Steppe), so fallen die sehr unterschiedlichen Kurvenverläufe ins Auge: im Vergleich zu mitteleuropäischen Profilen humider Klimate (500 bis 800mm N/a) kommt es im kontinentalen Tywa zu deutlichen Humusanreicherungen im Unterboden (Abb.2, 3).

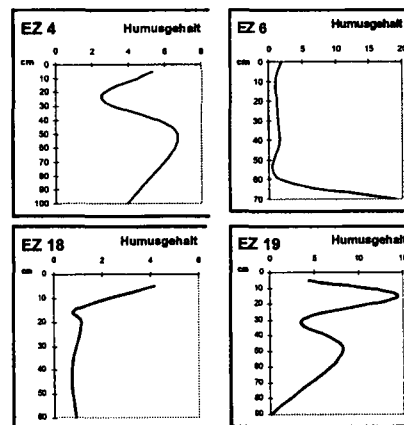


Abb.2: Vertikalgradienten des organischen Kohlenstoffgehaltes (Corg) in einem Grauen Paratschernosem (EZ 4), einem mächtigen Dunklen Kastanosem (EZ 6), einer Lockerbraunerde (EZ 18) und einem Tschernosem (EZ 19) des nordöstlichen Uvs-Nuur-Beckens

Besonders in der Paratschernosem- und dunklen Kastanosemstufe (Profile EZ4 und 6) treten Gehalte von > 7-10% im Unterboden bis in Tiefen von > 60cm auf. Diese Humusanreicherungen können sedimentärer oder auch klimatischer Genese sein, setzt man trockenere Perioden noch stärker kontinental geprägten Klimas mit höheren Humifizierungsraten für Humin- und Fulvosäuren gleich (OPP ET AL. 2000). Infolge von stärkerer Durchfeuchtung der Profile kann es aber auch zu einer vertikalen Verlagerung von organischer Substanz gekommen sein, obwohl die aktuellen pH-Werte (i.a. deutlich >6,0) nicht für eine Lösung und nachfolgende Ausfällung von Huminstoffen sprechen. Selten sind für die kontinentalen Breiten Südsibiriens und der nördlichen Mongolei bisher die Gruppen der gelösten organischen Bodensubstanz (DOC = dissolved organic carbon) untersucht worden. Sie repräsentiert das organische Medium für partikulären Stofftransport in der wasserungesättigten und wassergesättigten Bodenzone sowie den zu großen Teilen organismenverfügbaren C-Anteil (im Gegensatz zum inerten C-Pool des Bodens;

RINKLEBE ET AL. 2001). Die prozentualen Anteile des DOC am Gesamthumusgehalt eines Bodens geben Aufschluss über die geochemischen Eigenschaften, das Mobilisierungspotential für gelöste, spezifisch und/oder unspezifisch adsorbierte Ionen sowie die C-Verfügbarkeit für die Bodenorganismen.

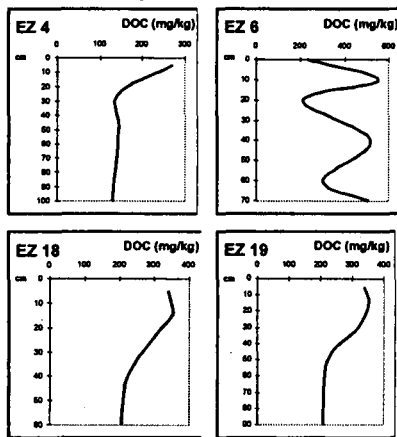


Abb.3: Vertikalgradienten des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) in einem Grauen Kastano-Paratschernosem (EZ 4), einem mächtigen Dunklen Kastanosem (EZ 6), einer Lockerbraunerde (EZ 18) und einem Tschernosem (EZ 19) des nordöstlichen Uvs-Nuur-Beckens

Während die DOC-Gehalte (Abb. 3) des humosen Oberbodens vergleichbar hoch mit humiden Klimaten bei 300-450 mg/kg liegen, sind die DOC-Gehalte der Unterböden (Verwitterungshorizonte B und C ab >50cm Bodentiefe) deutlich höher. Wie erwartet zeigen auch die Kolluvisole Anreicherungen von Humus im Unterboden. Korreliert man die Humusgehalte mit dem DOC im Transekt des Chorumnug-Gebirges (2300m ü. NN bis 1200m ü. NN), lässt sich zwar ein positiver Trend feststellen (+0.23). Allerdings zeigt er keinen deutlichen Zusammenhang. Ein hoher Humusgehalt weist daher nicht auf hohe gelöste C-Gehalte hin (Abb.4).

Eine visuell feststellbare Degradation der Humusschichten des Oberbodens ist also nicht durch deutlich geringere messbare Gehalte an orgC, Humus oder DOC feststellbar.



Abb.4: Korrelation zwischen Humus- und DOC-Gehalten im Transekt Chorumnug-Gebirge

Es wird daher vermutet, dass nicht der Gesamt-C-Gehalt, sondern eher die Qualität der OBS durch oberflächlich bedingte Degradation primär angegriffen wird. Dies würde auch die farbliche Aufhellung der humosen Horizonte an den Standorten EZ 11 und EZ 12 erklären. Betrachtet man ausgewählte Prozentanteile an Humin- und Fulvinsäuren an den genannten, als degradiert eingestuften Standorten EZ 6 (mächtiger Dunkler Kastanosem), EZ 11 (Kastanosem-Kolluvisol) und EZ 12 (Gley-Kalkpaternia) und vergleicht diese mit naturnahen Standorten (EZ 18 Lockerbraunerde) oder geringer degradierten Kastano-Paratschernosemen (EZ 4), kann festgestellt werden (Abb.5), dass

— der degradierte Kastanosem (EZ 6) wesentlich geringere Huminsäuregehalte (<25%) als der Kastano-Paratschernosem (EZ 4) mit 34% aufweist. Obwohl die Anteile an Huminsäuren (HS) allgemein auch von TIU-

RIN & KONONOVA (1963) für einen Dunklen Kastanosem geringer als für einen Tschernosem angegeben werden, so ist die Differenz im HS-Gehalt zwischen EZ 4 (Wald-/Wiesensteppen-Höhenstufe) und EZ 6 (Steppen-Stufe) mit 10% sehr groß. Die Fulvinsäureanteile (FS) liegen bei EZ 4 um 16%, beim degradierten Dunklen Kastanosem bei 17%.

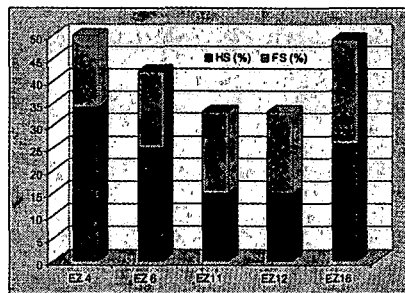


Abb.5: Prozentuale Anteile an Humin- und Fulvinsäuren ausgewählter Bodenprofile im Chorumnug-Gebirge

— Obwohl die beiden kolluvial überprägten Böden EZ 11 und EZ 12 aus kastanosemierten Material bestehen, zeigen sie sehr geringe HS- und FS-Anteile von <15% sowie <18%. Diese erklären auch die helle Farbe der Oberbodenhorizonte (Od = Graswurzelfilz) und Ah(c) der beiden Profile trotz des hohen Anteils an Feinerdmaterial.

— Die Lockerbraunerde (EZ 18) dagegen weist prozentuale Anteile an HS und FS auf, welche auch von TURIN & KONONOVA (1963) gefunden wurden: der Anteil der Huminsäuren beträgt 26%, jener der Fulvosäuren (bei geringer Ausbeute) ca. 23% (Abb.5).

Mittels dieser Untersuchungsergebnisse kann die These bestätigt werden, dass trotz nicht feststellbarer geringerer Anteile an orgC und Humus eine diagnostisch bzw. visuell feststellbare Degradation der Humushorizonte der Böden durch die Anteile an Humin- und Fulvosäuren nachgewiesen werden kann. Dies zeigt, dass Weidenutzung zur Humusdegradation beitragen kann.

Aus Untersuchungen der Humin- und Fulvinsäuregehalte der Böden wurde geschlussfolgert, dass nicht die Quantität, sondern die Qualität des humosen Materials durch oberflächlich bedingte Degradation primär angegriffen wird, da trotz nahezu gleicher Anteile an orgC und DOC eine diagnostisch bzw. visuell feststellbare Degradation der Humushorizonte der Böden sowie auch der Bodenfunktionen durch ab- bzw. zunehmende Anteile an Humin- und Fulvinsäuren nachgewiesen werden konnte.

Literatur

OPP, CH ET AL.(2000): Soils and soil processes in the tyvinian part of the Uvs-Noor Basin. In: Polish Journal of Soil Science XXXIII/2, 71-80./ RINKLEBE, J, HEINRICH, K & H-U NEUE (2001): Der umsetzbare Kohlenstoff als Indikator für die potenzielle bodenmikrobielle Aktivität in Auenböden. In: Scholz, M, Stab, S & K Henle (Hrsg.) Indikation in Auen, UfZ-Bericht 8/2001, Leipzig, S. 74-83./ SIEWERT, CH. (2000): Untersuchungen zur thermischen und biologischen Stabilität der organischen Bodensubstanz. Habilitationsschrift, TU Berlin./TURN, I V & KONONOVA, M M (1963): Biology of humus and problems in soil fertility, Soviet Soil Sci. 3: 205-213. /WILD, A (1995): Umweltorientierte Bodenkunde. Heidelberg Berlin Oxford.

¹ Universität Marburg, Fachbereich Geographie, Email: opp@mail.uni-marburg.de; ² UFZ Leipzig-Halle, Sekt. Angew. Landschaftsökologie, Email: haase@alok.ufz.de

Die Genese von Tonmineralen in Paläoböden in Norditalien

Franz Ottner¹ und Birgit Terhorst²

1. Einleitung

In dem ehemals vergletscherten Gebiet des Verbano-Gletschers in der südlichen Region des Lago Maggiore (Norditalien) wurden Untersuchungen an Paläoböden, bzw. an Pedokomplexen auf mittelpleistozänen glazialen und fluvioglazialen Sedimenten mit lössähnlichen Deckschichten durchgeführt. Das Liefergebiet ist aus kristallinen Gesteinen aufgebaut, wie Glimmerschiefern, Gneisen und Graniten.

In dieser Arbeit werden die Ergebnisse von zwei untersuchten Profilen (Mezzomerico, Oleggio), welche südlich des Lago Maggiore liegen, zusammengefasst. Bei den vier bis sechs Meter mächtigen Pedokomplexen handelt es sich um intensiv verwitterte polygenetische Luvisole, die den ehemals als Ferretto bezeichneten Böden ähnlich sind (vgl. Diskussion bei CREMASHI 1987). Die untersuchten Profilabfolgen bestehen aus erodierten Bt-Horizonten und sind aus mindestens sechs eigenständigen Pedokomplexen zusammengesetzt.

Die paläopedologischen Geländeaufnahmen werden durch eine Reihe von Laboruntersuchungen ergänzt, wobei die tonmineralogischen Analysen als Schwerpunkt an dieser Stelle vorgestellt werden.

Für mineralogische und tonmineralogische Untersuchungen wurden sowohl Gesamtproben als

auch Ton- (<0,002 mm) und Feintonfraktionen (<0,0002 mm) mittels Röntgendiffraktometrie (XRD), Infrarotspektroskopie (FTIR) und simultane Thermalanalyse (STA) untersucht.

2. Ergebnisse der Untersuchungen

Die Tonmineralanalysen haben interessanterweise ergeben, dass die ältesten basalen Bodenhorizonte pedogenetisch gebildeten Kaolinit enthalten. Diese Form von Kaolinit zeigt aufgrund seiner Fehlordnung keine Aufweitung mit Dimethylsulfoxid (DMSO), GONZALEZ & CAMAZANO 1968; FELIX-HENNINGSEN 1990). Zudem weisen diese stark verwitterten Bodenhorizonte nur geringe Mengen an Feldspat auf und sind durch die gänzliche Abwesenheit von Chlorit gekennzeichnet.

Die jüngeren Paläoböden in den mittleren, bzw. oberen Profilabschnitten hingegen enthalten relativ leicht verwitterbaren primären Chlorit, Hornblenden und grössere Mengen an Feldspäten. Sie weisen dadurch auf eine geringere Verwitterungsintensität hin. In den oberen und mittleren Profilabschnitten kommt es während der Verwitterung zu einer stufenweisen Entwicklung und Transformation der Tonminerale. Die detritären primären Chlorite der lösshaltigen Deckschichten werden in einer ersten Stufe in dem vorliegenden saurem Milieu (pH-Werte um

¹ Institut f. Angewandte Geologie, A-1190 Wien, Peter Jordan Str. 70, ottner@edv1.boku.ac.at

² Geographisches Institut, D-72074 Tübingen, Hölderlinstr. 12, birgit.terhorst@uni-tuebingen.de

5 - 6) in trioktaedrische Vermikulite umgewandelt. Diese Vermikulite bilden in weiterer Folge zusammen mit Illiten aus der Glimmerverwitterung regelmässige (R1) Illit/ Vermikulit Mixed Layer Minerale (MOORE & REYNOLDS 1997), die insbesondere in den Toncutanen dominieren. In weniger verwitterten Horizonten ist Chlorit als dritte Komponente in einem Illit/ Vermikulit/ Chlorit Mixed Layer Mineral enthalten.

Illite treten in allen Horizonten in wechselnden Mengen auf, und weisen allgemein eine sehr schlechte Kristallinität auf. Neben den pedogenetisch gebildeten Kaoliniten in den ältesten Profilabschnitten treten zudem in allen Paläoböden gut kristallisierte detritäre Kaolinite (mit DMSO aufweitbar) in wechselnden Mengen auf.

3. Fazit

Die Ergebnisse der Tonmineralanalysen zeigen, dass während der Bildung der ältesten basalen Böden völlig andere Umweltbedingungen geherrscht haben müssen als in den mittleren und oberen Profilabschnitten. Das Vorhandensein von pedogenetischem Kaolinit lässt auf warme und humide Klimaverhältnisse mit subtropisch/tropischen Einfluss schliessen. Die Pedogenese der jüngeren Böden war weniger

intensiv und weist eine durch polygenetische Bodenbildungsprozesse bedingte, graduelle und schrittweise Entwicklung der Tonminerale im vertikalen Profilverlauf auf.

4. Literatur

CREMASHI, M. (1987): Paleosols and Vetusols in the Central Po Plain (Northern Italy). - 301 p., Milano.

FELIX-HENNINGSEN, P. (1990): Bildung und Kristallinität von Kaolinit in der mesozoisch-tertiären Verwitterungsdecke des Rheinischen Schiefergebirges.- Mitt. Dt. Bodenk. Gesellsch., 62: 109-112.

GONZALEZ, G., & CAMAZANO, M.S. (1968): Differentiation of Kaolinite from Chlorite by treatment with Dimethyl-Sulfoxide. - Clay Minerals, 7: 447-450.

MOORE, D.M. & REYNOLDS, R. C., Jr. (1997): X - Ray Diffraction and the Identification and Analysis of Clay Minerals., 378 p., New York (Oxford Univ. Press).

BESTANDSAUFNAHME UND BEWERTUNG DER FEUCHTGEBIETE IM NORD-ÖSTLICHEN POLEN IN BEZUG AUF DEN UMWELTSCHUTZ

Henryk Piaścik, Janusz Gotkiewicz, Andrzej Łachacz

Fragestellung

Die erstellte Analyse bezieht sich auf die Feuchtgebiete, das heisst stark bewässerte Standorte, die die organische Substanz akkumulieren und sich durch eine spezifische Pflanzenwelt auszeichnen (Dembek et al. 1999). Zu den Feuchtgebieten werden in erster Linie Torfmoore gerechnet. Mit der Zeit wird die grosse Naturrolle der Feuchtgebiete immer mehr geschätzt. Die gehören jedoch zu den meistbedrohten Standorten, die leicht ungünstige Veränderungen anfällig sind.

Die Feuchtgebiete Polens erstrecken sich auf ca. 43 460 km³, d.h. 14% der Landesfläche. In den Jahren 1991-1994 wurde in Zusammenarbeit mit Holländern eine Bestandsaufnahme und Bewertung dieser Feuchtgebiete durchgeführt (Dembek et al. 2000). Die Landesfläche wurde in zehn Gebiete eingeteilt. Diese vorgelegte Analyse betrifft die Olsztynyer Region im nord-östlichen Polen, die 10,2% der Fläche Polens ausmacht (Abb.1). Das ist eine naturwertvolle jungglaziale Region mit einer großen Anzahl von Feuchtgebiete (Kondracki 1988), die auch ein wichtiges Element dieser Landschaft bilden.

Material und Methoden

Die Bestandsaufnahme sowie die Bewertung der Feuchtgebiete wurden anhand der vorhandenen geologischen Dokumentationen der Torfmoore, verschiedenen Landkarten, darunter Bodenkarten, sowie anderen Materialien erstellt. Die gesammelten Daten wurden anschließend an Ort und Stelle verifiziert. Die Arbeiten bezogen sich auf die noch im natürlichen Zustand erhaltene sowie schon umgewandelte und bewirtschaftete Feuchtgebiete. Das Ergebnis dieser Arbeit stellt eine Feuchtgebietekarte im Massstab 1:100 000 dar. Die erstellte Beschreibungssyntaxe beinhaltet eine Standortcharakteristik der Region, Beschreibung des Feuchtgebiete sowie der Pflanzenwelt und ihrer naturbewertung. Die dargelegten Schlussfolgerungen betreffen die Vorschläge hinsichtlich des Schutzes wie auch der Nutzung der Feuchtgebiete. Es wurde auch ein Katalog naturwertvoller Objekte ausgearbeitet sowie eine Computerbasis geschaffen.

Ergebnisdarstellung

In den drei Makroregionen der untersuchten Region belegen die Feuchtgebiete 2 118,2 km² d.h. 10,9% der Fläche. Unter den Feuchtgebiete treten die Torfmoore, vorwiegend Niedermoore, auf einem Gelände von 1 388,5 km², d.h. 7,2% der Fläche auf (Tab. 1). Unsere Analyse bewies, dass die Feuchtgebiete im nord-östlichen Polen eine grosse Differenzierung aufweisen (Piaścik et al. 1996). In der Olsztynyer Region treten drei verschiedene Typen von Gebieten auf, auf denen die Feuchtgebiete aufgrund ihrer unterschiedlichen Eigenschaften anderen



Abb. 1. Lage der Olsztynyer Region

Schutz brauchen und andere Benutzung fordern (Abb. 2). Im Gebiet des nördlichen und westlichen Teils der Region sind die Feuchtgebiete wenig vertreten (Abb. 2). Dies ist auf den flachen Geländecharakter ohne weit ausgedehnte konkave Formen und breite Flusstäler zurückzuführen. Die Klimabedingungen verursachen, dass hier eine große Fläche der Hoch- und Übergangstorfmoore entstanden ist.

Man vertritt den Standpunkt, dass auf dem angesprochenen typisch landwirtschaftlichen Gebiet eine landwirtschaftliche proökologische Nutzung der Feuchtgebiete wohl berechtigt ist. Die wertvollsten von ihnen sollten mit bestimmten Umweltschutzformen umfasst werden.

Einen ganz anderen Charakter weist der mittlere Moränenteil der Region mit ausserordentlichen Naturvorzügen auf (Abb. 2). Dieses von einer unterschiedlichen Geländebeschaffenheit geprägte Gebiet zeichnet sich durch eine grosse Anzahl kleiner Feuchtgebiete aus, insbesondere Torfmoore. Sie sind unregelmässig in den Intramoränensenkungen verteilt. Deren Aufgabe in der Natur ist sehr wichtig und beruht darauf, den Wasserhaushalt zu regulieren, die organische Substanz zu sammeln und sich an der Biogene zu beteiligen. Eine spezifische Pflanzen- und Tierwelt der Feuchtgebiete bereichert die Biovielfalt der Natur. Die wichtigste Aufgabe besteht darin, diese Gebiete komplex zu beschützen und die Feuchtgebiete der Moränenzonen auf proökologische Art und Weise zu nutzen. Dies fördert, was man als soligenisch Wasserversorgung aus den umliegenden Geländen, die in Form von Ausflüssen auftreten, bezeichnet (Okruzsko 1983). Damit ist gesichert, dass eine ständige Befeuchtung vorhanden ist.

Auf dem im Süden der Region sich befindenden Sandergebiet belegen die Feuchtgebiete eine grosse Fläche (Abb. 2). Die meisten von ihnen sind auf dem sandartigen Flachland unter Einfluss vom Wasser, das ein breites unterirdisches Becken bildet, entstanden. Dies erschwert die Regulierung der Wasserwirtschaft. Die Feuchtgebiete in den Sandergebieten sind überwiegend entwässert und leicht und schnell negativen Änderungen ausgesetzt, die im Endeffekt dazu führen, dass ihre Fläche immer geringer wird. Für diese Gebiete werden Lösungen empfohlen, die sich in erster Linie nach ihrer richtigen Nutzung und ihren Schutz richten.

Tab. 1. Feuchtgebiete in der Olsztyn Region und Polen

Spezifizierung	Fläche km ²		Prozentanteil in Verhältnis zu			
	Olsztyn Region	Polen	Moore Fläche		Region Fläche	Polen Fläche
			Olsztyn	Polen	Olsztyn	Polen
Moore	1388,5	12110	100,0	100,0	7,2	3,9
Niedermoore	1231,2	11327	88,7	93,9	-	-
Übergangsm.	68,3	403	4,9	3,3	-	-
Hohmoore	89,0	380	6,4	3,2	-	-
Übrige Feuchtgebiete	729,7	31350	-	-	3,7	10,0
Feuchtgebiete zusammen	2118,2	43460	-	-	10,9	13,9
Fläche	19398,0	312685	-	-	100,0	100,0

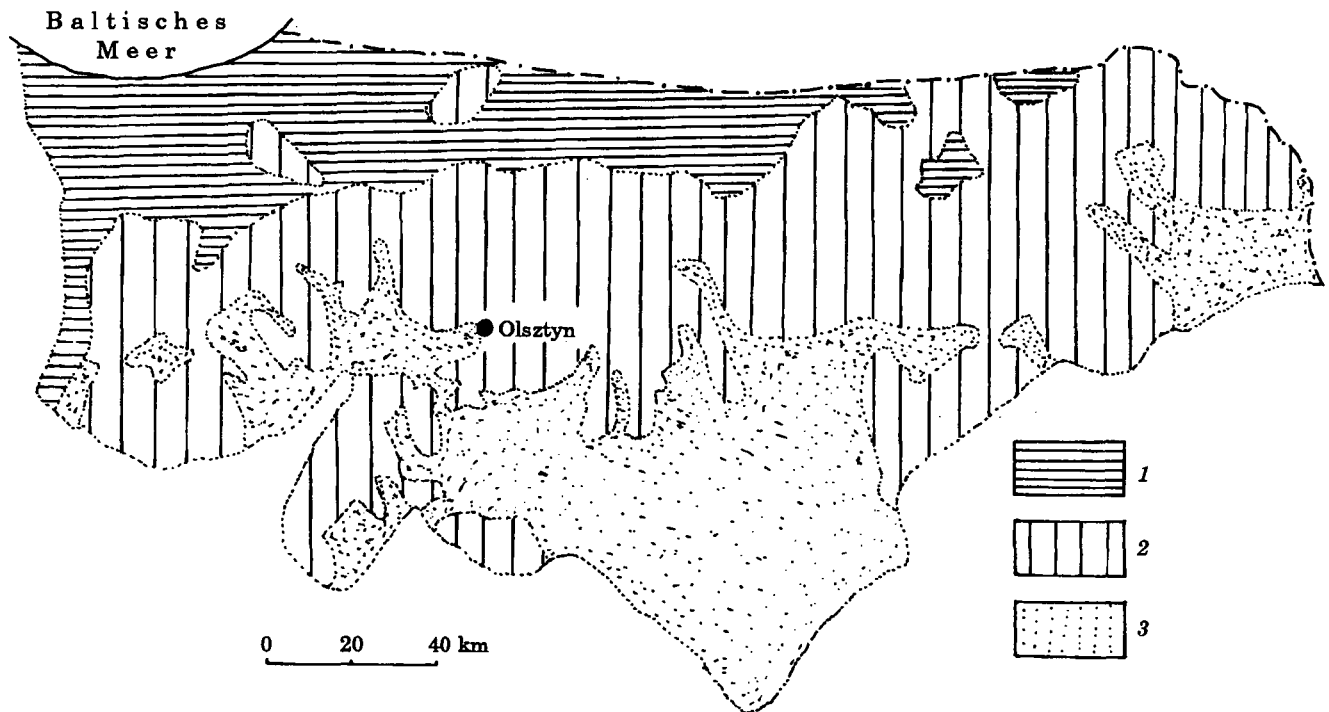


Abb. 2. Typen der Gebieten in der Olsztyn Region
1- Stehendes Flachland, 2- Moränenhöhen, 3- Sanderartige flachland

Schlußfolgerungen

Die durchgeführte Bestandsaufnahme und Bewertung der Feuchtgebiete Polens war eine wichtige und notwendige Aufgabe. Diese Analyse ermöglicht es, diese Standorte richtig zu schützen und rationell zu nutzen.

Die gesammelten Materialien beweisen, daß die Feuchtgebiete der jungglazialen Gebiete des nord-östlichen Polens nicht nur eine grosse Abweichung im Vergleich zu den anderen Gebieten in Polen aufweisen, sondern auch untereinander stark differenziert sind.

Daher ist auch begründet, in der Region drei Gebiete zu unterscheiden auf die Lokalisierung und Art der Feuchtgebiete ihren Einfluss hatten. Jede Tätigkeit hinsichtlich der Feuchtgebiete muss ihrer Art angepasst werden.

Literatur

Dembek, W., J. Oświt, M. Szewczyk: Mokradła Polskiczym są obecnie? – Aktualna problematyka ochrony mokradeł. Wyd. IMUZ Falenty, 1999.
 Dembek, W., H. Piórkowski, M. Rycharski 2000: Mokradła na tle regionalizacji fizycznogeograficznej Polski. Bibl. Wiad. IMUZ, 97: 3-131.
 Kondracki, J. 1988: Geografia fizyczna Polski. PWN Warszawa.
 Okruszko, H. 1983: Zróżnicowanie warunków hydrologicznych mokradeł w aspekcie ich melioracji. Wiad. IMUZ 12 (1): 13-31.
 Piąsick H., J. Gotkiewicz, A. Łachacz, T. Szarejko. Wetlands and grasslands in the Olsztyn region. Wyd. IMUZ Falenty, 1996.

Bodenkundliche Aussagekraft von Bodenwertzahlen der Bodenschätzung

M. Preis, S. Sauer, M. Peter & T. Harrach¹

1 Einleitung

Die Bodenzahlen sind die am besten abgesicherte Information der Bodenschätzung, die in besonderer Weise auf die Findung vertretbarer Wertzahlen fokussiert war (HARRACH 1998). Sogar bei unbefriedigenden Grablochbeschreibungen (SAUER 2001) ist das Endergebnis in Form der Bodenzahl in der Regel stimmig (SAUER 1999). Dieses kommt am deutlichsten durch Ertragsermittlungen und die verschiedentlich nachgewiesene Korrelation zwischen Bodenzahl und der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB) zum Ausdruck (PETER et al. 1999, PREIS 2001). Dieser wichtige Kennwert des Bodenwasserhaushaltes stellt die Grundlage für die Bewertung verschiedener ökologischer Bodenfunktionen dar.

2 Untersuchungsgebiete und Vorgehen

In 20 hessischen Wasserschutzgebieten (Karte 1) wurde in jeder Klassenfläche der Bodenschätzung eine Bohrung mit dem Pürckhauer-Bohrstock nach KA4 beschrieben. Für die insgesamt 4787 Bohrungen wurde anschließend die nFKdB nach KA4 geschätzt.



Karte 1: Lage der Wasserschutzgebiete in Hessen

3 Ergebnisse und Diskussion

Die durchgeführten Regressionsanalysen ergaben in allen Untersuchungsgebieten einen positiven Zusammenhang zwischen Bodenzahl und nFKdB (Abb. 1). Allerdings liegt dem Regressionsverlauf eine

mehr oder weniger starke Streuung der Einzelwerte zugrunde (Abb. 2 und 3), das Bestimmtheitsmaß schwankt zwischen 0,15 und 0,85.

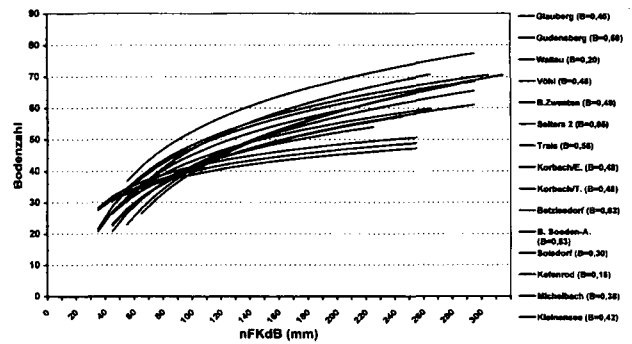


Abb. 1: Bodenzahl und nutzbare Feldkapazität ausgewählter Wasserschutzgebiete

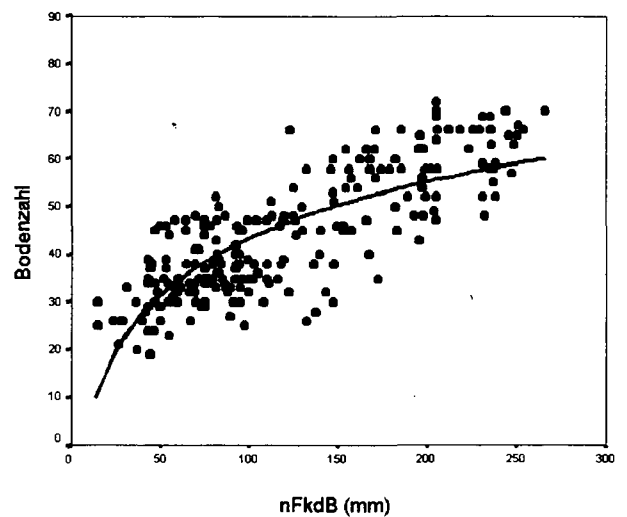


Abb. 2: Bodenzahl und nutzbare Feldkapazität im Wasserschutzgebiet Betziesdorf

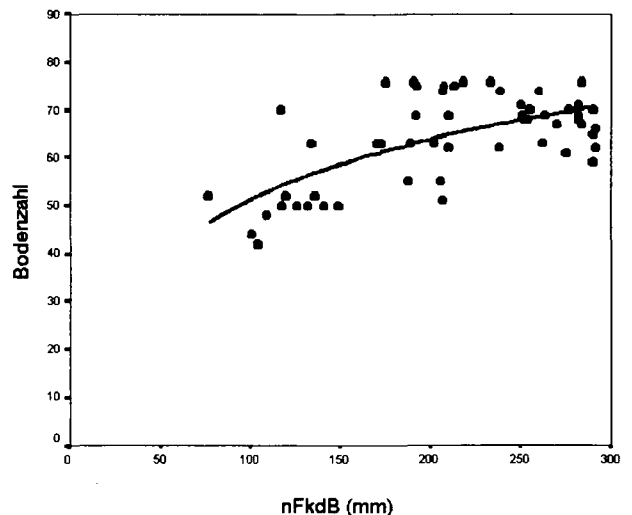


Abb. 3: Bodenzahl und nutzbare Feldkapazität im Wasserschutzgebiet Wallau

M. Preis & M. Peter, Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, Belsgasse 13, 61239 Ober-Mörlen, Schnittstelle.boden@t-online.de
T. Harrach & S. Sauer, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Giessen, Stephan.Sauer@agrar.uni-giessen.de;

Ursachen für unbefriedigende Bestimmtheitsmaße sind:

- geringer Stichprobenumfang
- geringe Variationsbreite der vorkommenden Bodenzahlen
- große Klassenflächen trotz hoher Bodenheterogenität
- Alter der Bodenschätzung.

Die höchsten Bodenzahlen sind in den einzelnen Untersuchungsgebieten bei gleich hoher nFKdB unterschiedlich. Dies ist vor allem auf den klimatisch bedingten Humusstatus der jeweils besten Böden zurückzuführen (höhere Zustandsstufen in trockenen Gebieten).

Vergleicht man den Zusammenhang zwischen Bodenzahl und nFKdB mit dem zwischen Grünlandgrundzahl und nFKdB (Abb. 4), so fällt einerseits die weniger enge statistische Beziehung auf Grünlandflächen auf (vgl. SAUER 1998). Andererseits verlaufen die Ausgleichskurven der Grünlandflächen auf einem durchweg niedrigeren Niveau. Bei gleicher nFKdB erhielten demnach Grünlandböden etwa 10 Punkte weniger als Ackerböden.

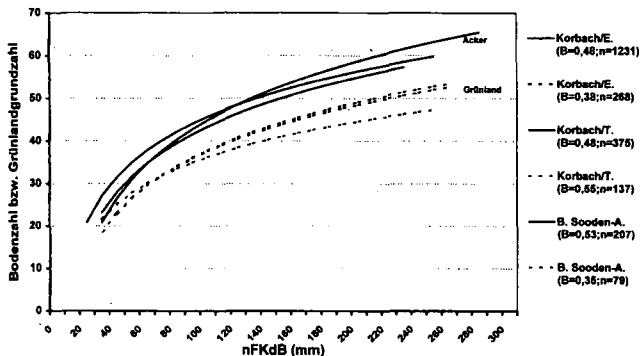


Abb. 4: Bodenzahl bzw. Grünlandgrundzahl und nutzbare Feldkapazität in drei Wasserschutzgebieten

Schließlich zeigt Abb. 5 am Beispiel des Wasserschutzgebietes Korbach/Teichmühle eine erstaunlich große Spanne der nFKdB für die meisten Bodenklassen. Lediglich einige Bodenklassen im Bereich der besten und schwächsten Böden (L3V, sL5Vg, sL6Vg und sL7Vg) sind hinsichtlich ihrer nFKdB einheitlicher.

4 Schlussfolgerung

Die Regressionsanalysen belegen die Bedeutung der Bodenzahlen für die regionspezifische Ableitung der nFKdB. Die Korrelation zwischen Bodenzahl und nFKdB dürfte die Grundlage für die recht hohe Akzeptanz der Bodenschätzung in der Allgemeinheit darstellen. Die bodenkundliche Verwendbarkeit der Klassenzeichen scheint jedoch weniger gut abgesichert zu sein.

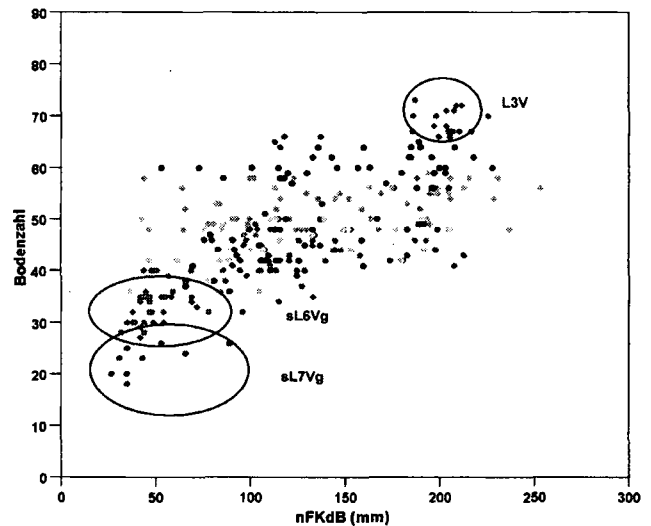


Abb. 5: Bodenzahl und nutzbare Feldkapazität der Bodenklassen im Wasserschutzgebiet Korbach/ Teichmühle (n = 375)

5 Literatur

- HARRACH, T. (1998): Nutzung der Bodenschätzungsdaten für nichtsteuerliche Zwecke, Chancen und Grenzen in Mittelgebirgslandschaften. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 265-268.
- PETER, M., S. SAUER & S. SIEBERT (1999): Die Bodenschätzung als großmaßstäbliche Datenbasis für Bodenschutzplanungen. Bodenschutz 2/99, 62-68.
- PREIS, M. (2001): Ableitung von bodenkundlichen Parametern aus Daten der Bodenschätzung - Möglichkeiten und Grenzen. Unveröffentlichte Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der JLU Giessen.
- SAUER, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 285-288.
- SAUER, S. (1999): Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 91, 1076-1079.
- SAUER, S. (2001): Enttäuschung bei der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung in Mittelgebirgslandschaften. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges., in diesem Band.

Bodenbildungen an den Steilhängen des Wesertals bei Höxter (Ostwestfalen)

Teil B: Carbonatdynamik und bodentypologische Einstufung

Raber, B.¹; Betzer, H. J.² und Hoffmann, G.²

1. Einleitung

An den bis zu 200 m hohen Steilhängen des Wesertals und seiner Seitentäler treten bei Höxter über Schichten des Unteren Muschelkalks großflächig sehr mächtige Umlagerungen auf. Aufgrund der hohen Reliefenergie der Hänge und einer teilweise von Hangrutschungen und Blocksturz geprägten Geländeoberfläche ist von jungen bodenbildenden Substraten auszugehen. Die bis zu mehreren Metern mächtigen Schichten sind sehr tiefreichend humos und besitzen eine carbonathaltige Feinbodenmatrix, die aufgrund ihres Korngrößenspektrums und ihrer Färbung auf lössbürtige Herkunft schließen lässt. Zudem weisen sie makroskopisch erkennbare Carbonatausfällungen auf. Die enge Verzahnung von Umlagerungs- und bodengenesischen Prozessen dieser bisher wenig beschriebenen Steilhangbildungen lässt keine eindeutige systematische Einstufung zu. Zur Klärung der Substratzusammensetzung, der Verwitterungsstadien und der Carbonatdynamik wurden Probenserien aus unterschiedlichen Reliefpositionen und Tiefenstufen anhand von Dünnschliffpräparaten sowie Fe- (Fe_o , Fe_d) und C_{org} -Analysen untersucht.

2. Ergebnisse

2.1 Mikromorphologie

Sekundärcarbonate konnten in zwei Erscheinungsformen festgestellt werden. Sie zeigen sich entlang von Röhren und Spalten als mikritische Calcit-Ausfällungen, in die teilweise Fe-Oxide oder detritisches Material zwischengelagert sind, oder als palisadenartig aufgereihete kristalline Stäbchen, welche die Porenräume teilweise vollständig ausfüllen.

Das Auftreten von Carbonatausfällungen ist nur in carbonatskelettführenden Schichten festzustellen. Die Primärcarbonatgesteine dieser Umlagerungen zersetzen sich intensiv bis zur Schluff-Fraktion. Dabei wird das Verhältnis zwischen Primär- und Sekundärcarbonat mit zunehmendem Carbonatgehalt des Feinbodens enger, aber der Feinbodenanteil des zersetzenden Gesteins überwiegt stets. Carbonatausfällungen treten in der Peripherie des Carbonatskeletts am häufigsten auf und nehmen mit zunehmender Entfernung zu skelettreichen Zonen rasch ab. Unmittelbar an carbonatreichen Hangumlagerungen angrenzende, skelettfreie Lössdecken sind in der Regel carbonatfrei. Daher ist davon auszugehen, dass eine Aufkalkung durch Hangzugwasser in den mächtigen, stark wasserdurchlässigen Steilhangumlagerungen nicht stattfindet.

Bei Dünnschliffen der Steilhänge in Ober- bis Mittelhangposition zeigen Kalksteinpartikel mit deutlichen Verwitterungsrinden sowie Artefakte, dass Erosionsmaterial der

ehemals beackerten Hochflächen in die Umlagerungen eingearbeitet ist.

In den Proben der carbonathaltigen lössdominierten Schichten der 30-50% geneigten Hanglagen sind deutliche Anzeichen von Verbraunung und in-situ-Tonverlagerung erkennbar. Teilweise sind die Porenwandauskleidungen von doppeltbrechendem Ton wiederum von mikritischen Calcitbelägen überlagert. Offensichtlich hat hier nach einer Entkalkungsphase ein späterer Eintrag von kalksteinhaltigem Material zur Aufkalkung geführt.

2.2 Fe-Fraktionen

Für die carbonatfreien, skelettarmen Lösslehmdecken lässt sich eine negative nicht-lineare Beziehung zwischen dem Fe_o/d -Verhältnis und dem pH-Wert ($r^2 = 0,71$, Abb. 1) oder dem Produkt aus pH-Wert * Tongehalt ($r^2 = 0,68$, ohne Abb.) darstellen. Daraus ergibt sich, dass mit abnehmendem pH-Wert die Intensität der Mineralverwitterung und damit das Fe_o/d -Verhältnis zunimmt.

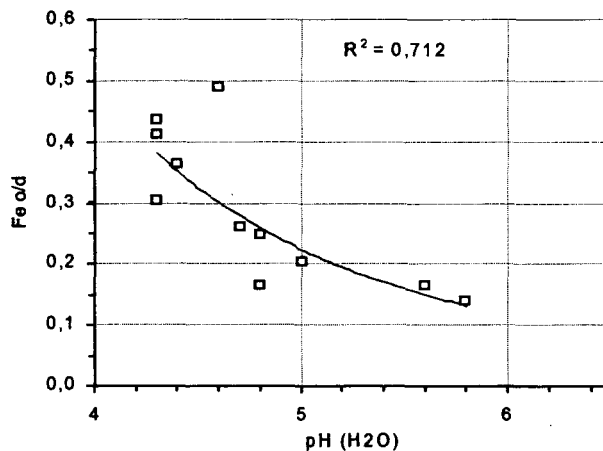


Abb 1: Beziehung zwischen pH-Wert und Fe_o/d -Verhältnis bei lösslehmdominierten carbonatfreien Umlagerungen 20-40% geneigter Hänge.

Bei einem Vergleich der Gruppen gleicher Substrateigenschaften und Hangneigung zeigt sich ein ausgesprochen charakteristisches Verhalten innerhalb der einzelnen Gruppe. (Abb. 2)

Bei den tonärmeren Probengruppen (<24% Ton), deren Feinboden von Kalksteinersatz und Löss(lehm) dominiert ist, lässt sich der Zusammenhang zwischen Fe_o/d -Verhältnis und der Verwitterungsintensität deutlich nachvollziehen.

¹ Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

² Geologischer Dienst NRW, De-Greif-Str. 195, 47803 Krefeld

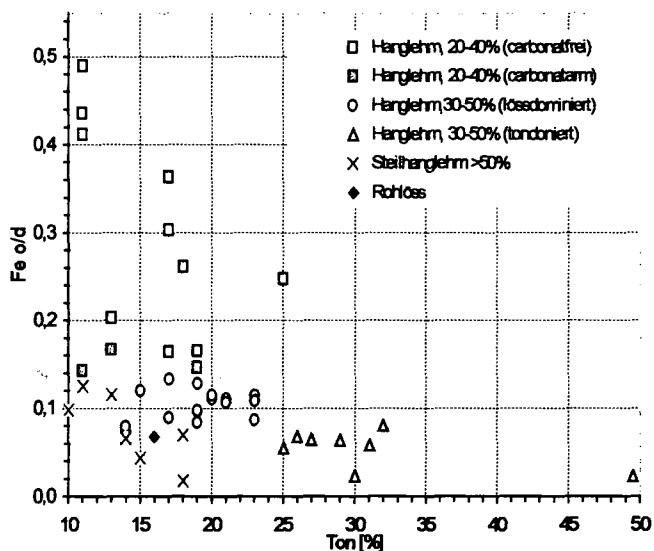


Abb 2: Beziehung zwischen Tongehalt des Feinbodens und Fe_{o/d}-Verhältnis bei carbonatgesteinsführenden Hangumlagerungen unterschiedlicher Neigung (Neigungsgrad in % siehe Legende)

Die Gruppe der carbonatfreien Hanglehme (□) weisen die höchsten Quotienten zwischen Fe_o und Fe_d auf, wogegen die Steilhanglehme (x) die niedrigsten besitzen. Die Anteile oxalatlöslichen Eisens liegen bei dieser Gruppe im Bereich der Referenzprobe aus Röhllöss. Daraus ergibt sich, dass zumindest der überwiegende Anteil des Steilhangmaterials keiner Entkalkungsphase unterzogen war.

Die Gruppe der lössdominierten Hanglehme 30-50% geneigter Hänge (○) nimmt als Mischprodukt von carbonathaltigen Komponenten und verbrauntem Feinbodenmaterial eine intermediäre Stellung bezüglich der Verwitterungsintensität ein. Dabei zeigen zwei lösslehmdominierte Proben, die aufgrund der Zersatzbildung des geringen Carbonatgesteinsanteils noch sehr schwach carbonathaltig sind (■), den Übergang zwischen den carbonatfreien, deutlich verwitterten Hanglehmen und den deutlich carbonathaltigen lössdominierten Proben.

Die Gruppe der von Rückstandston dominierten, carbonathaltigen Umlagerungen (△, 25-49% Ton) weisen auch niedrige Fe_{o/d}-Quotienten mit Werten von 0,053 ± 0,021 auf. Dabei stehen sehr geringen Fe_o-Anteilen von 0,077 ± 0,016% hohe Fe_d-Anteile von 1,575 ± 0,49% gegenüber. Dieses Verhältnis zeigt die zeitliche Entwicklung der intensiven Mineralverwitterung auf, die mit fortschreitender Reaktionszeit zu zunehmender Kristallisation der Fe-oxide führt und kennzeichnet damit die Tonresiduen als ältere Verwitterungsform gegenüber der des Lössmaterials.

Der CaCO₃-Gehalt des Feinbodens, der bei diesen Proben im Bereich von 2-63% liegt, nimmt keinen Einfluss auf das Fe_{o/d}-Verhältnis.

2.3 Gehalt des organischen Kohlenstoffs

Die carbonatfreien, aber meist basenreichen lösslehmdominierten Deckschichten der 20-40% geneigten Hanglagen

enthalten 0,7% C_{org} in den B-Horizonten in einer Tiefe von 0,35-0,5 m (Tab. 1). In den skelettreicheren, carbonathaltigen Schichten <50% geneigter Hänge sind die C_{org}-Gehalte nahezu identisch und kennzeichnen somit ein Maximum der biogenen Einarbeitung der nährstoffreichen Umlagerungen für diese Tiefenstufe.

	Neigung [%]	Entnahmetiefe [m]	n	Skelett [%]	CaCO ₃ [%]	C _{org} [%]
Hanglehme carb.-frei	20-40	0,35-0,5	6	<10	0	0,70
Hanglehme, carb.-haltig	30-50	0,4-0,6	8	5-45	24,1	0,69
Steilhanglehme	50-70	0,35-0,5	5	40-60	26,1	3,32
		0,6-0,8	5	50-70	40,1	1,45
		1,5-3	6	55-80	52,3	0,73

Tab. 1: Eigenschaften von Böden kalksteinhaltiger Umlagerungen an unterschiedlich geneigten Hängen

Die Umlagerungen der >50% geneigten Steilhänge weisen mit C_{org}-Gehalten von 3,3% in der gleichen Tiefe deutlich höhere Werte auf. Dieser Befund steht einer ausschließlich biogenen Anreicherung entgegen und kann als Beleg einer tiefreichenden Durchmischung von Oberbodenmaterial interpretiert werden. Die sprunghafte Abnahme im tiefergelegenen Bereich (Tab. 1) spricht gegen eine tiefreichende physikalische Humuseinwaschung als alleinigen Erklärungsansatz. Aber die C_{org}-Gehalte von 0,7% in 1,5-3 m Tiefe zeigen den Umfang einer Humuseinwaschung, die in dem äußerst lockeren und porenreichen Gefüge dieser Böden bis große Tiefen reicht.

3. Schlussfolgerungen

Bei den Umlagerungen der >50% geneigten Steilhänge können keine Befunde einer Verwitterung in-situ festgestellt werden. Die tiefreichende Humosität sowie die holozäne Einarbeitung von Erosionsmaterial weisen auf eine durch die hohe Reliefenergie gesteuerte, rezente Umlagerung hin. Die Untergrenze dieser Umlagerung kann meist durch eine auch im Gelände erkennbare, deutliche Abnahme des Humusgehalts identifiziert werden. Da die heutige Bodenbildung auf einem Mischsubstrat aus Carbonatgestein, deren physikalischem Zersatz sowie Lössbeimengungen mit Gesamtcarbonatgehalten von meist <75 Vol.% stattfindet, sind diese Böden als Pararendzinen anzusprechen.

Die Umlagerungen der 30-50% geneigten Hänge weisen als bodenbildende Prozesse neben der Entkalkung, die teilweise aus der Nachlieferung des Feinbodenzersatzes des mürben Carbonatgesteins skeletts verzögert wird, und der in-situ-Tonverlagerung teilweise kleinräumig Wiederaufkalkungen auf. Letztere werden wesentlich durch Windwürfe verursacht. Für diese Hänge lässt sich ein teilweise nur äußerst kleinflächig differenzierbares Mosaik aus Übergangstypen der Pararendzina-Entwicklung, basenreichen Braunerden und Kalkbraunerden ausweisen.

Erstellung und Bewertung von Karten zur räumlichen Verteilung von Schwermetallgehalten in einem Mittelgebirgsraum anhand geostatistischer Verfahren

Rothstein, B. ; Mimler, M. ; Schröder, D. ; Lenard, S. und Ternes, I.

Einleitung

Aufgrund der allgemein zunehmenden Schwermetallbelastung der Böden kommt dem vorsorgenden Bodenschutz eine wachsende Bedeutung zu. Ihr trägt der Gesetzgeber mit der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992 (BGBl. I S. 912, geändert durch VO v. 6.3. 1997, BGBl. I S. 446) und der Bundes-Bodenschutzverordnung (BBodSchV) vom 12. Juli 1999 (BGBl. I S. 1554) Rechnung. Er hat darin Grenzwerte für die tolerierte Schwermetallbelastung von Böden angegeben.

Die AbfKlärV fordert in § 3 (Voraussetzungen für das Aufbringen), dass vor dem erstmaligen Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Böden deren Gehalt an Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber und Zink untersucht wird und bestimmte Grenzwerte nicht überschritten werden dürfen. Anhand von etwa 2300 GPS-verorteten Daten, die zu diesem Zwecke auf Ackerflächen erhoben worden sind, wurden Karten zur räumlichen Verteilung der Schwermetallgehalte erstellt, um somit Aussagen zur Belastungssituation des Untersuchungsraumes treffen zu können.

Die Arbeit geschieht vor dem Hintergrund der BBodSchV, die nach Bodenart und pH-Wert differenzierte, ökotoxikologisch abgeleitete Vorsorgewerte für Schwermetalle definiert, bei deren Überschreitung die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung nach § 7 BBodSchG besteht. Allerdings wird die Überschreitung von Vorsorgewerten dann als unbedenklich eingestuft, wenn es sich um Böden mit naturbedingt (§ 9 Abs. 2 BBodSchV) oder großflächig siedlungsbedingt (§ 9 Abs. 3 BBodSchV) erhöhten Hintergrundgehalten handelt und zusätzliche Einträge oder eine Freisetzung der Stoffe keine nachteiligen Einwirkungen auf die Bodenfunktionen erwarten lassen.

Daher erfordert die Anwendung der Vorsorgewerte fundierte Kenntnis der Schwermetallbelastungssituation in Böden. Denn nur so kann entschieden werden, ob bei Schwermetallgehalten oberhalb der Vorsorgewerte die Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung besteht oder ob die Überschreitung als unbedenklich eingestuft werden kann. Anhand der vorliegenden Untersuchung wurde der Frage nachgegangen, inwieweit Überschreitungen der Vorsorgewerte im Untersuchungsgebiet zu verzeichnen sind und wie diese zu bewerten sind.

Methoden

Das gewählte Interpolationsverfahren zur Kartenherstellung läßt sich in die räumliche Struktur-

analyse (Variographie) und die Berechnung von geschätzten Werten, als eigentliche Interpolation, unterteilen.

Die Erhebungen zu jedem einzelnen Schwermetall wurden als regionalisierte Variablen betrachtet und ihre räumliche Varianz untersucht. Zugrunde liegt die Annahme, dass benachbarte Punkte höher miteinander korreliert sind als weiter voneinander entfernte.

Das experimentelle Semi-Variogramm berechnet sich nach der Formel:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2n(h)} \cdot \sum_{i=1}^{n(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2$$

Das Variogramm stellt den Übergang zwischen einem rein deterministischen und einem rein stochastischen Prozeß dar.

Für den zweiten Schritt des Verfahrens, die eigentliche Interpolation, ist eine Beschreibung des räumlichen Übergangs nötig. Dazu wird eine stetige Funktion an das experimentelle Variogramm angepaßt. Die eigentliche Schätzung eines Schwermetall-Wertes an einer bestimmten Stelle (z.B. Gitterpunkt) erfolgt nach der Formel:

$$z^* = \sum_{i=1}^n \alpha_i \cdot z_i$$

Geschieht diese Schätzung für jeden Gitterpunkt des Rasters, läßt sich daraus eine Isolinienkarte errechnen.

Dies erfolgte für alle Schwermetalle, die nach AbfKlärV untersucht werden müssen. Die Überschreitungen der Vorsorgewerte für die Bodenart Lehm/Schluff wurden jeweils rot dargestellt. Einschränkend ist zu erwähnen, dass nur die Gebiete dargestellt sind, die als Acker genutzt werden, da zur Interpolation nur Daten von Ackerflächen herangezogen wurden.

In einem nächsten Schritt wurden die einzelnen Schwermetallkarten miteinander verschnitten und die Gebiete abgegrenzt, in denen der Vorsorgewert für mindestens einen Stoff überschritten ist (Karte 1). Die dargestellte Karte ist somit eine Kombination aus 7 Einzelkarten. Sie berücksichtigt die Stoffe Cd, Pb, Cr, Cu, Hg, Ni und Zn. Zur Vereinfachung wurden pH-Werte von über 6 vorausgesetzt und ein Humusgehalt von < 8% .

Ergebnisse und Diskussion

Das Untersuchungsgebiet läßt sich nach seinen Schwermetall-Gesamtgehalten in drei Regionen einteilen: Zwei Gebiete haben eine rel. hohe Belastung (Vulkaneifel, Hunsrück) und eines eine rel. geringe Belastung (Triasmulde). Sowohl die vergleichsweise hohen Schwermetall-Belastungen der Vulkaneifel, als auch die des Hunsrücks sind lithogenen Ursprungs: In der Vulkaneifel verursachen Basalt und Gabbro erhöhte Kupfer- und Nickelkonzentrationen, im Hunsrück sind die devonischen Ablagerungen (Tonstein) für erhöhte

Zink- und Chromkonzentrationen verantwortlich. Im Gebiet der Triasmulde dominieren mesozoische Ablagerungen (Buntsandstein, Muschelkalk) mit geringen Schwermetall-Gehalten. Eine Ausnahme stellt das Gebiet des Unteren Keupers dar, das aufgrund des anstehenden Mergels und Tonsteins leichte Belastungen mit Nickel, Chrom und Kupfer zur Folge hat. Somit sind die Schwermetallgehalte der Region Trier nahezu ausschließlich lithogenen („naturbedingt“ gemäß § 9 Abs. 2 BBodSchV) oder anderen Ursprungs, nicht aber durch wenige Klärschlammgaben verursacht. Bei maximal erlaubten Klärschlammgaben nimmt etwa alle 10 Jahre der Schwermetallgehalt im Schnitt ca. 4 % zu (vergleiche Tabelle 1).

Anhand der vorliegenden Karten konnte gezeigt werden, dass sich durch die ohnehin schon vorhandenen Schwermetalldaten, die aufgrund der Klärschlammverordnung erhoben wurden, relativ preiswert erste Aussagen zur Schwermetallbelastung eines ganzen Gebietes machen lassen. Allerdings ist

dabei die glättende Wirkung des Krigingverfahrens zu beachten.

Die Schwermetalldaten sind freundlicherweise von der SLVA Trier zur Verfügung gestellt worden. Die Untersuchungen wurden im Rahmen des SFB 522 „Umwelt und Region“ durchgeführt.

Literatur

Auswertungs- und Informationsdienst für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (aid) (Hrsg.) (2000): Umweltschutz-Vorschriften für den Land- und Forstwirt. Bonn.

Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 12.07.1999. BGBl. I 1999. 1554.

Gesetz zum Schutz des Bodens, Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) vom 17.03.1998. BGBl. I 1998. 502.

Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 15. April 1992. BGBl. I S. 912, geändert durch VO v. 6.3.1997, BGBl. I 1997. 446.

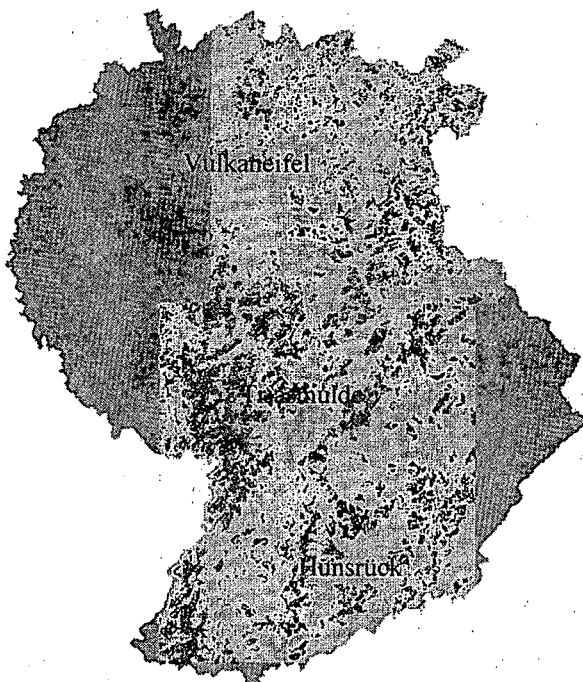
Tabelle 1

Schwermetalle (SM)	Gehalt im Boden (mg/kg) ¹	Gehalt im Klärschlamm (KS) (mg/kg) ²	SM-Gabe bei 1 KS-Aufbr. (g SM/ha)	SM-Gabe bei 3 KS-Aufbr. (10 J) (kg SM/ha)	Anreicherung in 30 cm Bodentiefe (mg/kg)	% vom Ausgangsgehalt eines Bodens	Gewicht Boden 30 cm (kg) ³	SM abs. Boden 30 cm Tiefe (g)	Zunahme von SM-Prachten im Bo. nach 3 Gaben (abs. / %)
Blei	10	101,8	508,8	1,52636	0,3391905	3,4	4500000	45000	46526 103,4
Cadmium	0,3	2,1	10,5	0,03150	0,0070000	2,3	4500000	1350	1381,5 102,3
Chrom	20	53,9	269,6	0,80893	0,1797619	0,9	4500000	90000	90809 100,9
Kupfer	10	221,7	1108,6	3,32571	0,7390476	7,4	4500000	45000	48326 107,4
Nickel	20	27,5	137,4	0,41207	0,0915714	0,5	4500000	90000	90412 100,5
Quecksilber	0,1	1,6	7,8	0,02336	0,0051905	5,2	4500000	450	473,36 105,2
Zink	30	1239,4	6197,1	18,59143	4,1314286	13,8	4500000	135000	153591 113,8

¹ Durchschnittlicher Gehalt nach AID ² Hauptklärwerk Trier 1995 ³ 1,5*30*10000*10000/1000

Bedingungen:
Dichte des Bodens: 1,7; Aufbringungsmenge: 5t/3a; Einarbeitung: 30 cm; keine Schwermetall-Verluste

Karte 1



Legende

- Ackerfläche; Vorsorgewert unterschritten
- Ackerfläche; Vorsorgewert überschritten
- sonstige Flächen
- nicht erfasst

Verbreitung und Eigenschaften periglaziärer Lagen im östlichen Westerwald in Abhängigkeit von Gestein, Exposition und Relief

SAUER, D., T. SCHOLTEN & P. FELIX-HENNINGSSEN

Einleitung

In den deutschen Mittelgebirgen sind die gebirgsbildenden Festgesteine weitflächig von periglaziären Lagen überzogen, die in der Regel das Ausgangssubstrat der Bodenbildung darstellen. Dies ist insofern von Bedeutung, da viele standortkundlich bedeutsame Eigenschaften der Mittelgebirgsböden weniger auf pedogenetische Prozesse sondern vielmehr auf Substrateigenschaften der Lagen zurückzuführen sind. Hierzu zählen insbesondere Steingehalt, Bodenart und nFK sowie Gründigkeit und Durchwurzelbarkeit.

Zielsetzung

Die Verbreitungsmuster und Substrateigenschaften der periglaziären Lagen sollen in ihrer Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren erfasst werden, um daraus flächenhafte Aussagen über bestimmte Bodeneigenschaften ableiten zu können.

Material und Methoden

Als Haupteinflussfaktoren hinsichtlich Verbreitung, Mächtigkeit und Eigenschaften der periglaziären Lagen kommen die Petrographie des Untergrundgesteins, die Exposition, die Hangposition und die Reliefform in Frage. Diese Faktoren werden systematisch hinsichtlich ihrer Bedeutung für die Ausprägung der periglaziären Lagen untersucht. Zu diesem Zweck erfolgte innerhalb des Untersuchungsgebietes – dem Wassereinzugsgebiet der Dill im östlichen Westerwald (Abb. 1) – eine Abgrenzung jeweils petrographisch homogener Teilgebiete (Faktor Petrographie = konstant). Die Faktoren Exposition und Hangposition wurden variiert, indem in jeder Exposition jeweils ein Ober-, Mittel- und Unterhangprofil angelegt wurde. Auf diese Weise wurden drei Teilgebiete untersucht, die die wichtigsten im Gesamtgebiet vorkommenden petrographischen Einheiten - Diabas, Tonschiefer und Quarzit - abdecken. Die Feldansprache umfaßte neben der üblichen Profilaufnahme auch die Bestimmung der Packungsdichte, die Laboranalysen beinhalteten u. a. Skelettgehalts- und Korngrößenanalysen, Schwermineral- und Spurenelementanalysen sowie - wo es der Skelettgehalt zuließ – die Bestimmung der Porengrößenverteilung.

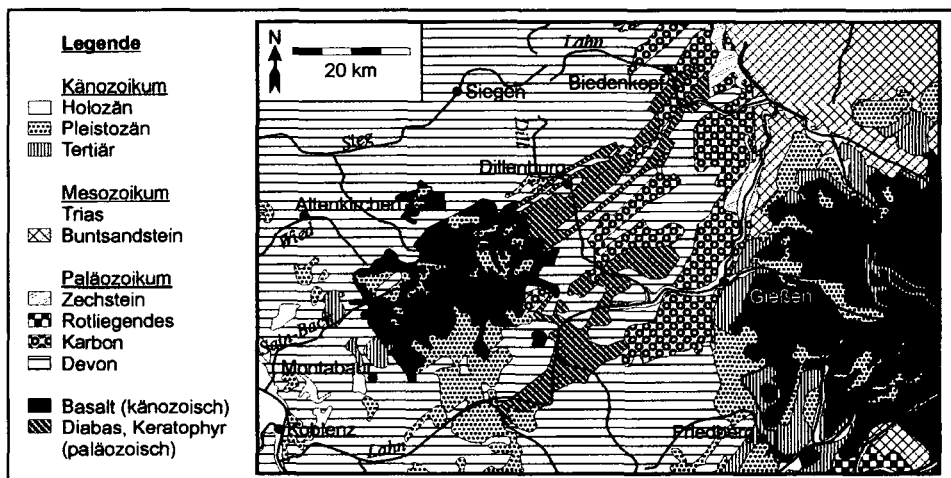


Abb. 1: Geologie im Bereich des Wassereinzugsgebiets der Dill

Ergebnisse

Lagenverbreitung

Die Gründigkeit nimmt am Hang von oben nach unten zu (Abb. 2). Ursache hierfür ist im wesentlichen die zunehmende Mächtigkeit der Basislage bzw. das Einsetzen mehrerer Basislagen. Besonders auf Tonschiefer spielt für den Verlauf der Gründigkeit hangabwärts auch eine ehemalige Beackerung und die damit verbundene Erosion und Akkumulation eine Rolle. Dementsprechend treten im Mittel- und Unterhangbereich häufig Kolluvien auf. Hinzu kommt v. a. an NE- und SE-Hängen das Einsetzen einer Mittellage am unteren Mittelhang.

Dies kann nur bedeuten, daß äolisches Material nachträglich in die Zwischenräume der sperrigen Quarzitblöcke eingeweht bzw. eingespült worden ist.

Die Skelettgehalte sind mit Ausnahme der meisten Mittellagen und Kolluvien hoch bis sehr hoch.

Schlussfolgerungen

Periglaziäre Lagen und Kolluvien bestimmen im östlichen Westerwald wichtige Standortseigenschaften. Durch Zufuhr äolischen Materials (Löß, Laacher See-Tephra), dessen hoher Anteil sich in der Korngrößenzusammensetzung sowie in den Schwermineral- und Spurenelementverteilungen ausdrückt, werden Gründigkeit und

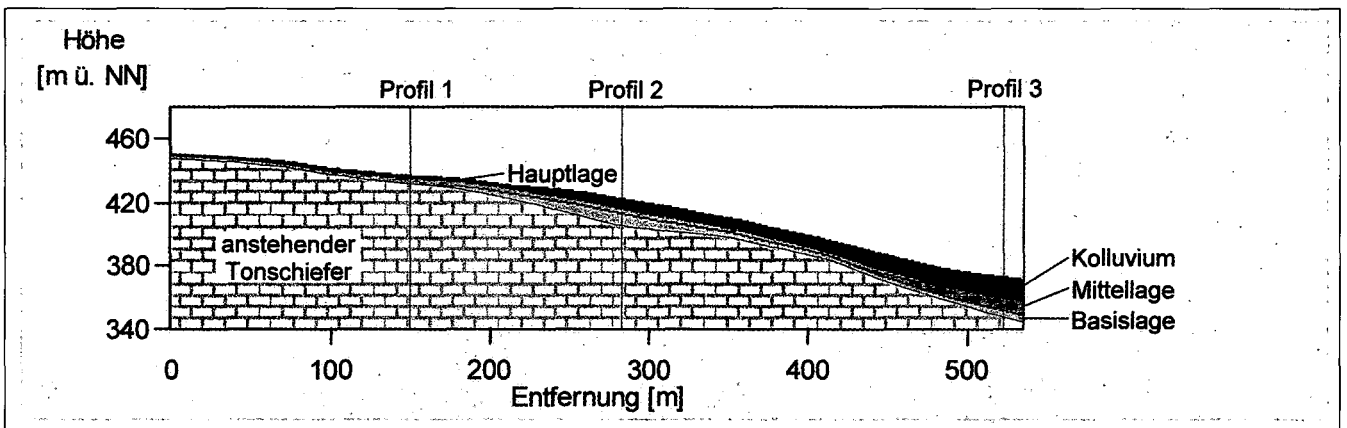


Abb. 2: Catena am Nordosthang auf Tonschiefer, Lagenmächtigkeit 20-fach überhöht

Lageneigenschaften

In den oberen Zentimetern der Basislage nimmt die Durchwurzelung stark ab. Gründe hierfür sind Dichtlagerung und beim Tonschiefer die dachziegelartige oberflächenparallele Einregelung des Skeletts. Besonders über Tonschieferzersatz sind in den Basislagen Hydro-morphiemerkmale und teilweise Wasseraustritte aus der Profilwand zu beobachten, aber auch über Quarzit kommt es durch Toneinschlammung in Mittel- und Basislagen teilweise zu Staunässeerscheinungen.

Die schluffbetonten Bodenarten der Mittel- und Hauptlagen weisen auf eine starke äolische Komponente hin. Es fällt auf, dass über Quarzit selbst die primär lößfreien Basislagen eine deutliche Schluffkomponente aufweisen, die nicht aus der Quarzitverwitterung stammen kann.

Wasserspeichervermögen entscheidend verbessert. Am deutlichsten wird dies in den periglaziären Lagen über Quarzit, wo der Feinboden eine verschwindend geringe autochthone (sandige) Komponente aufweist. Die hohen Skelettgehalte mindern dagegen die Standortsqualität. Die stellenweise in den Basislagen beobachteten Wasseraustritte aus der Profilwand weisen auf einen erheblichen Interflow und damit auf eine ebenfalls große Bedeutung der Lagen für den Landschaftswasserhaushalt hin.

Danksagung

Unser herzlicher Dank gilt den Kollegen Ch. Friedrich und A. Horn für die konstruktive Zusammenarbeit im Rahmen des SFB 299, dem Laborteam, insbesondere R. Bornhütter und H. Husser sowie der DFG für die finanzielle Förderung des Projekts.

Enttäuschung bei der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung in Mittelgebirgslandschaften

Stephan Sauer¹

1 Einleitung

Die Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung liegen in hoher Aufnahmedichte bundesweit und flächendeckend für die landwirtschaftliche Nutzfläche vor. In einigen Bundesländern erfolgt deren automatisierte Übersetzung in den modernen bodenkundlichen Sprachgebrauch zur Ableitung bodenschutzrelevanter Kennwerte und ökologischer Bodenfunktionen. Vielerorts fehlen allerdings systematische Untersuchungen zur Validierung der übersetzten Parameter.

Auf Grundlage der bodenkundlichen Ansprache von etwa 750 bestimmenden Grablöchern verschiedener Regionen des Rheinischen Schiefergebirges (Lahn-Dill-Bergland, Hunsrück und Eifel) werden anhand ausgewählter Beispiele die Grenzen der bodenkundlichen Interpretation von Grablochbeschreibungen in Mittelgebirgslandschaften aufgezeigt.

2 Untersuchungsgebiete und Vorgehensweise

Auf Grundlage der amtlichen Bodenschätzungskarten wurden die bestimmenden Grablöcher mit dem Pürckhauer-Bohrstock abgebohrt und anschließend nach KA4 bodenkundlich angesprochen.

Tab. 1: Die Untersuchungsgebiete

Gemarkung	Naturraum	Bohrpunkte (n)	Schätzungs-jahr	Quellennachweis
Erda	Lahn-Dill-Bergland (Niederweidbacher Becken)	633	1950	SAUER (1999)
Steinbrücken	Lahn-Dill-Bergland (Oberes Dilltal)	80	1997	LIEB (2001)
Simmern	Hunsrück (Simmerner Mulde)	21	1965/58	SAUER & HÄRRACH (1999)
Dreis-Brück	Eifel (Südliche Hocheifel)	22	1957/78	SAUER & HÄRRACH (2000)

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Bodenart

Das Ergebnis der eigenen Bodenartenansprache wurde der Bodenart des entsprechenden Horizontes der Grablochbeschreibung bzw. des Klassenzeichens gegenübergestellt. Niedrige Bodenwassergehalte zur Zeit der Schätzung (z.B. im Sommer) oder hohe Skelettgehalte führen zu einer Überschätzung des Sandgehaltes (Abb. 1), hohe Wassergehalte (z.B. in Gr- und Go-Horizonten von Gleyen und Vegen) hingegen zu einer Über-

schätzung des Tongehaltes (Abb. 2). Im Vergleich mit der aktuellen bodenkundlichen Bodenartenansprache erfolgt eine weniger differenzierende Bodenartenansprache durch die Bodenschätzung.

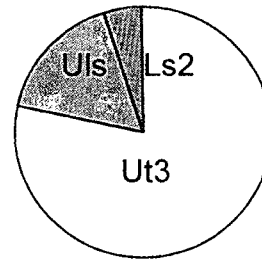


Abb. 1: Bodenart „sandiger Lehm“ der Grablochbeschreibungen in Dreis-Brück und eigene Bodenartenansprache nach KA4 (49 Horizonte, V-Böden)

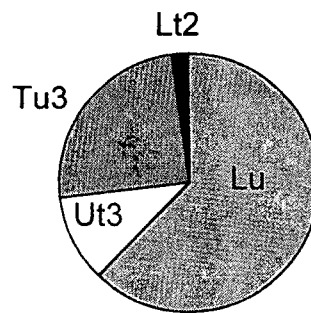


Abb. 2: Bodenart „Ton“ des Klassenzeichens in Erda und eigene Bodenartenansprache nach KA4 (119 Horizonte)

3.2 Skelettgehalt

Die Auswertung von 241 Musterstücken aus dem Rheinischen Schiefergebirge zeigte, dass sich die in den Grablochbeschreibungen hinterlegten Grobbodenanteile gut in die moderne bodenkundliche Nomenklatur übersetzen lassen (SAUER 1998). Allerdings belegen neue Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet Steinbrücken, dass die Bodenschätzung in vielen Horizonten kein Skelett anspricht. So wurden von insgesamt 234 ausgewerteten Horizonten durch die Bodenschätzung etwa 60 % als skelettfrei angesprochen, während die eigene Bodenansprache bei nur 28 % dieser 138 Horizonte kein Skelett ergab (Abb. 3).

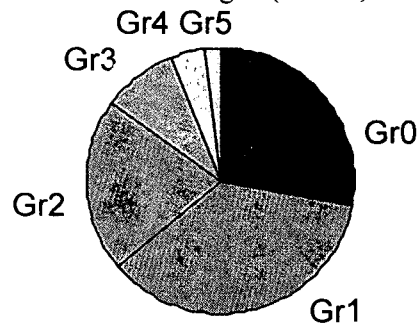


Abb. 3: Skelettfreie Horizonte der Grablochbeschreibungen in Steinbrücken und eigene Skelettansprache nach KA4 (Daten: LIEB 2001, 138 Horizonte)

¹Stephan Sauer, Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, 35392 Gießen, Stephan.Sauer@agrar.uni-giessen.de

3.3 Gründigkeit

Direkte Angaben zur Gründigkeit fehlen in den Grablochbeschreibungen. Die Ableitung, z.B. über das Kürzel „TonSchV“ für Tonschieferverwitterung, ist mit Fehlern behaftet: In allen Gebieten zeigt sich, dass die Untergrenze des Wurzelraumes von skelettreichen Mittelgebirgsböden durch die Bodenschätzung nicht immer erhöht wurde und dass in der Realität der Wurzelraum oftmals größer ist als der aus der Grablochbeschreibung abgeleitete (Abb.4, Kreise). Im Untersuchungsgebiet Erda erfolgte bei 45 % der Grablochbeschreibungen keine Angabe der maximalen Bohrtiefe. Das bei der Auswertung von Bodenschätzungsdaten übliche Verfahren, den letzten Horizont auf die maximale Bohrtiefe von 100 cm zu beziehen (Abb. 4, Dreiecke), kann zu Fehlinterpretationen führen.

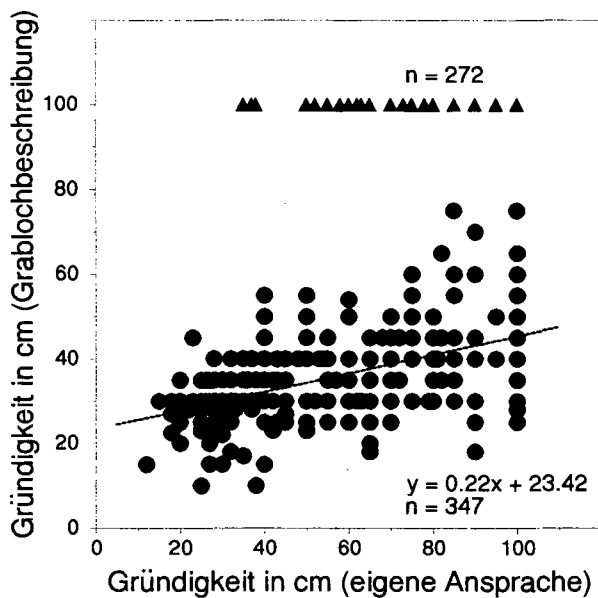


Abb. 4: Vergleich der aus der Grablochbeschreibung abgeleiteten mit der im Gelände bestimmten Gründigkeit in Erda (●: Gründigkeit aus der Grablochbeschreibung ableitbar, ▲: letzter Horizont der Grablochbeschreibung ohne Tiefenangabe)

3.4 Ursachen für unzureichende Übereinstimmungen zwischen eigener und der Bodenansprache durch die Bodenschätzung

Es ergeben sich folgende Erklärungsmöglichkeiten für die unzureichende Übereinstimmungen zwischen eigener und der Bodenansprache durch die Bodenschätzung:

- Mängel bei der Bodenansprache durch die Bodenschätzung wie fehlerhafte oder nivellierende Bodenartenansprache, geringe Horizontdifferenzierung, fehlende Humusansprache im Unterboden, unzureichende Bohrtiefe, keine Angabe der maximalen Bohrtiefe sowie generell geringer Stellenwert des Unterbodens,

- Anthropogene Bodenveränderungen wie Krumentiefening, Bodenabtrag, Bodenauftrag oder Hydromelioration,
- Kleinräumige Bodenvariabilität,
- Mängel der eigenen Bodenansprache.

4 Ausblick

Aufgrund der vorliegenden Ergebnisse sollte derzeit von einer routinemäßigen und automatisiert durchgeführten Interpretation der in den Schätzungsbüchern hinterlegten Grablochbeschreibungen ohne bodenkundliche Überprüfung im Gelände abgesehen werden. Die Auswertung ist recht aufwendig und die Benutzung von Übersetzungsschlüsseln verlangt sehr viel Umsicht, Erfahrung und Kenntnisse über regionale Besonderheiten und über individuelle Eigenarten der Schätzer. Besonders für Mittelgebirgsregionen fehlen weitergehende Untersuchungen, die einen besonderen Augenmerk auf die Auswertung der Vergleichsstücke der Bodenschätzung legen. Bis dahin stellt die Interpretation der Wertzahlen des Klassenzeichens (PREIS et al., in diesem Band) ein probates Mittel zur naturraumbezogenen Ableitung bodenkundlicher Kennwerte - besonders der nFKdB - dar.

5 Literatur

- LIEB, A. (2001): Nutzung der Bodenschätzung zur Ableitung bodenkundlicher Kennwerte am Beispiel der Gemarkung Steinbrücken (Rheinisches Schiefergebirge). Unveröff. Diplomarbeit am Institut für Bodenkunde und Bodenerhaltung der Justus-Liebig-Universität Gießen.
- SAUER, S. (1998): Erstellung eines regionalen Übersetzungsschlüssels zur Ableitung von Bodenkennwerten aus Bodenschätzungsdaten. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 88, 285-288.
- SAUER, S. (1999): Nutzung der Bodenschätzung zur Erstellung von Bodenfunktionskarten, dargestellt am Beispiel der nutzbaren Feldkapazität. Mitt. Dtsch. Bdkl. Ges. 91, 1076-1079.
- SAUER, S. & T. HARRACH (1999): Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Flächenversickerung von Niederschlagswasser. Unveröff. Endbericht im Auftrag des Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, November 1999, 43 S.
- SAUER, S. & T. HARRACH (2000): Überprüfung eines Konzeptes zur Nutzung von Bodenschätzungsdaten als Planungsgrundlage für die Flächenversickerung von Niederschlagswasser in der Gemarkung Dreisbrück (Eifel). Unveröff. Endbericht im Auftrag des Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz, November 2000, 29 S.

Ich danke den örtlichen Amtlichen Landwirtschaftlichen Sachverständigen für die gute Zusammenarbeit.

Ableitung bodenhydrologischer Kennwerte für heterogene Flächeneinheiten Nordostdeutschlands

Schindler, U.¹, Thiere, J.¹, Steidl, J.² und M. Altermann³

1. Zielstellung

Um heterogene Bodenflächen beurteilen und vergleichen zu können, ist eine Aggregation der Flächeninhalte notwendig (Thiere und Schmidt, 1979). Das im Rahmen der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) entwickelte Flächentypenkonzept entspricht diesem Ziel. Die Flächentypen haben sich als Eingangsgrößen für Beurteilungsalgorithmen, bei der Durchführung von Standortvergleichen und bei der rechnergestützten Ableitung von thematischen Karten für unterschiedliche Bezugsflächen bewährt (Lieberoth u.a., 1983, Thiere u.a. 1991, 1999, Thiere und Altermann, 1998). Sie sind ein wichtiges Hilfsmittel zur Transformation punktbezogener Bodendaten auf Flächen. In der Verbindung mit bodenhydrologischen Basisdaten können sie ein wesentliches Instrumentarium für landschaftsbezogene Bodenwasserhaushaltssimulationen darstellen.

2. Flächentypenkonzept

Substrattypen verallgemeinern die Bodenartenabfolge von Bodenformen in den Tiefenbereichen

Oberboden	OB:	0 bis 3 dm
Unterboden	UB1:	3 bis 6 dm
Unterboden	UB2:	6 bis 10 dm
Unterboden	UB3:	10 bis 15 dm

Für ausgewählte Substrattypen (Kriterien für Substratflächentypen) der vorkommenden Bodenformen wurden nach den geologischen Substratherkünften

Pleistozäne Sedimente	(D)
Auensedimente	(Al)
Organogene Sedimente	(Mo)
Löß	(Lö)
Verwitterungsmaterial aus Festgestein	(V)

typische Bodenartenabfolgen differenziert (Thiere u.a., 2000).

Flächentypen sind aggregierte standortkundliche Einheiten, die die natürliche Vergesellschaftung von Standortmerkmalen wiedergeben und nach Art der Merkmale (qualitative Kriterien) und deren Flächenanteil (quantitative Kriterien) definiert sind (Thiere und Schmidt, 1979).

3. Ableitung bodenhydrologischer Daten

Für Bodenarten von Diluvial-, Auen-, Löß- und Verwitterungsstandorten (Bausteine der Substrattypen), getrennt nach Bearbeitungs- und Unterbodenhorizonten, sowie Niedermoor- und Grundwassersandstandorten wurden abgeleitet:

- Hydraulische Leitfähigkeitsfunktion (K-Funktion)
- Wasserretentionsfunktion (pF-Kurve)
- Feldkapazität (FK)
- Permanenter Welkepunkt (PWP)

- 1) Institut für Bodenlandschaftsforschung im ZALF e. V. Münchenberg
- 2) Institut für Landschaftswasserhaushalt im ZALF e. V. Münchenberg
- 3) Büro für Bodenökologie, Bodenkartierung, Bodenschutz, Halle/Saale

- Nutzbare Feldkapazität (nFK) für 10 und 15dm Bodentiefe
- Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFKWe)

Die **nutzbare Feldkapazität** nFK für die Bodenarten wurde aus der pF Kurve abgeleitet, wobei Erfahrungswerte aus Feldbeobachtungen berücksichtigt wurden. Für Substrattypen wurde sie aus der Bodenartenkombination in den Tiefenbereichen gebildet. Es muß dabei grundsätzlich zwischen anhydromorphen (grundwasserfern) und hydromorphen (grundwassernah) Bedingungen unterschieden werden. Während unter grundwasserfernen Bedingungen das Saugspannungstiefenprofil bei Feldkapazität annähernd einheitlich ist, werden auf den grundwassernahen Standorten Saugspannung und Wassergehalt in der ungesättigten Bodenzone von der Tiefe des Grundwasserspiegels bestimmt. Um diese Bedingungen unterscheiden zu können, wurde von Ewald in Müller (1980) auf grundwasserbeeinflussten Standorten anstatt Feldkapazität der Begriff Frühjahrsfeuchte verwendet. Nachfolgend wird diese Differenzierung durch die Kennzeichnung hydromorph oder anhydromorph berücksichtigt.

Auf den sickerwasserbestimmten anhydromorphen Standorten wurde die Feldkapazität als Feuchtäquivalent bei pF 2 definiert. Für hydromorphe Auen- und Diluvialstandorte wurde ein Frühjahrsgrundwasserstand von 1 m, für Moore von 0,6 m unter Flur zugrunde gelegt, und entsprechend der Druckverteilung für hydrostatische Bedingungen wurden die Wassergehalte für die Tiefenbereiche der Substrattypen aus der pF Kurve abgeleitet. Die Zuordnung zu anhydromorph oder hydromorph ergab sich aus dem in der MMK enthaltenen Standortmerkmal Hydromorphieflächentyp (Tabelle 2, Thiere u.a., 1999). Grund- und stauwasserbestimmte Standorte (wurden bei der Ermittlung der nFK als hydromorph betrachtet, während für sickerwasserbestimmte sowie schwach stau- und grundnässebeeinflusste Standorte anhydromorphe Bedingungen zugrundegelegt wurden. Für Standorte mit mäßigem grund- und Staunässeeinfluß, die teilweise mehr als 50% vollhydromorphen Flächenanteilen beinhalteten, wurden zu 50% anhydromorphe und zu 50% hydromorphe Bedingungen berücksichtigt. Für die Beurteilung von Standorten hinsichtlich Pflanzenwasserverfügbarkeit wurde in Anlehnung an die Bodenkundliche Kartieranleitung (1994) die **nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum** (nFKWe) berechnet. Als effektive Durchwurzelungstiefe (We) für Substrattypen wurden die in KA4 für Bodenarten angegebenen Werte nach der Bodenartenschichtung zusammengesetzt.

Die Ermittlung der nFK und nFKWe Werte für Substrattypen erfolgte durch Zurordnung der Substratwerte zu den Substratschichtungen. Für Substratflächentypen wurde die Vergesellschaftung von Substrattypen entsprechend ihrer prozentualen Verteilung berücksichtigt.

Im **Standortregionaltyp**, als höchste Form der Datennaggregation und inhaltlichem Kernstück der Mittelmaßstäbigen Kartierung, sind alle Informationen zum Flächeninhalt wie, Substratflächentyp, Hydromorphieflächentyp, Hangneigungsflächentyp, Steinigkeit u.a. zusammengeführt. Jedem Standortregionaltyp ist entsprechend seines Substrat- und Hydromorphieflächentyps ein Wert der nutzbaren Feldkapazität für eine kon

stante Bodentiefe von 10 dm und 15 dm sowie für den effektiven Wurzelraum zugeordnet. Für Standortregionaltypen mit dominierend humusreichen Bodenbildungen (z. B. A13b9, A13c7, D2b5, D2b6, D3b5, D5b8 u.a.) wurde der erhöhte Humusgehalt durch einen Zuschlag zu den nFK Werten nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung KA4, Humusstufe h4 (1994) berücksichtigt. Bei erhöhtem Steingehalt - ergab sich aus dem Steinigkeitsflächentyp, wurden Abschläge vorgenommen. Die anschließend vorgenommene Kontrastbeurteilung kennzeichnet den flächengewichteten nFK Wert des Standortregionaltyps hinsichtlich Homogenität des Flächeninhaltes. Für eine bessere Vergleichbarkeit wurden die nFK Werte in Klassen nach Tabelle 3 eingeteilt.

Tabelle 1: Werteklassen (WK) für die nutzbare Feldkapazität (nFK) in mm für 10 dm Bodentiefe

Werteklasse (WK)	Wertebereich [mm/m]	Bezeichnung
1	< 80	sehr gering
2	>80-110	gering
3	>110-140	mäßig
4	>140-170	hoch
5	>170-200	sehr hoch
6	>200	extrem hoch

Die Datenbasis ist georeferenziert und liegt flächendeckend für die landwirtschaftliche Nutzfläche der 5 neuen Bundesländer Mecklenburg-Vorpommern, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Thüringen und Sachsen vor. Sie bildet eine Grundlage für die Regionalplanung, die Regionalisierung und die Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in unterschiedlichen Maßstabebereichen.

4. Anwendung

Eine erste Anwendung der Datenbasis erfolgte für die Berechnung der Abflussbildung mit ABIMO (Glugla, 1997) in einigen nordostdeutschen Einzugsgebieten (Tab. 2)

Tabelle 2: Ergebniss der Abflusssimulation mit ABIMO

Einzugsgebiet	E km ²	N mm/a	A mm/a	P mm/a
Peene	5130	628,9	141,6	
Trebel	994	660,7	157,8	
Tollense	1826	616,2	135,0	155
Peene	2309	625,2	134,7	
Poetterbeck	170	601,6	91,0	
Zarow	740	605,2	100,0	
Mühlenbach	105	635,7	150,4	
Uecker	2418	598,7	116,6	
Randow	671	582,6	72,3	
Uecker Pasewalk	1456	604,9	123,3	112
Quillow	169	606,6	143,0	
Strom	275	624,8	147,1	
Stierngraben	89	616,8	137,1	

E: Einzugsgebietsgröße, N: Jahresniederschlag nach DWD (korr); A: Gesamtabfluß nach ABIMO
P: Gesamtabfluß am Pegel

Dazu wurden langjährige mittlere Jahressummen der Niederschläge (Reihe 61/90, DWD 1999), die potentielle

Verdunstungshöhe nach Kortüm (1965) sowie CORINE-Landnutzungsdaten verwendet. Der Grundwasserflurabstand wurde in Abhängigkeit vom Hydromorphieflächentyp der MMK in drei Klassen (<1m; 1-2m; >2m) abgeleitet.

5. Diskussion

Die Flächentypen haben sich als Eingangsgrößen für Beurteilungsalgorithmen, bei der Durchführung von Standortvergleichen und bei der rechnergestützten Ableitung von thematischen Karten für unterschiedliche Bezugsflächen bewährt (Lieberoth u.a., 1983, Thiere u. a. 1991, 1999, Thiere und Altermann, 1998). Sie sind ein wichtiges Hilfsmittel zur Transformation punktbezogener Bodendaten auf Flächen.

Mit der Festlegung, die Feldkapazität auf anhydromorphen Böden nicht bei pF 1,8 (Bodenkundliche Kartieranleitung, 1994) sondern bei pF 2 zu definieren, wurde versucht, dem Umstand Rechnung zu tragen, daß im niederschlagsarmen ostdeutschen Tiefland die Böden im Frühjahr nicht immer aufgesättigt sind. Dadurch ergeben sich gegenüber den bisherigen Angaben von Bachmann und Hartge (1991), Rieck und Renger (1992) und denen der Bodenkundlichen Kartieranleitung (1994) häufig niedrigere Werte. Eine gute Übereinstimmung ergab sich mit den regionalspezifischen nFK Werten von Vetterlein in Köpke (1985).

Die nutzbare Feldkapazität der Böden ist unter dem Einfluß von Grund- bzw. Stauwasser höher als bei grundwasserfernen Bedingungen. Bei reinen Sandböden führt der Grundwassereinfluß fast zur Verdoppelung der nFK. Auf Lehm- und Tonböden wirken sich die veränderten hydrologischen Verhältnisse in geringerem Umfang auf die nutzbare Feldkapazität aus. Der unterschiedliche Einfluß von Grund- und Stauwasser bei sandigen und lehmig, tonigen Böden resultiert aus dem Verlauf der pF Kurve. Sandige Böden besitzen einen höheren Grobporenanteil, der bei grundwasserfernen Bedingungen entwässert ist. Unter Grundwassereinfluß ist dieser Porenanteil aber teilweise noch wassergefüllt und damit pflanzennutzbar (Schindler, 1983; Müller und Tille, 1990).

Die nFK Werte für 10 dm sind Vergleichswerte für Böden. Die Unterschiede zwischen den Bodenarten sind teilweise gering. Die pflanzenbauliche Standortdifferenzierung ergibt sich hauptsächlich aus der Berücksichtigung der Durchwurzelungs- und der Bodenwasserentnahmetiefe. Diesem Gesichtspunkt wurde mit der Ableitung von nutzbaren Feldkapazitätswerten für die effektive Durchwurzelungstiefe (nFKWe) Rechnung getragen. Durch die Abstraktion von Standortmerkmalen zu Flächentypen wird die Mannigfaltigkeit der Vergesellschaftungen von Standortelementen überschaubar und für den Nutzer rationell interpretierbar. Gegenüber der Anwendung des Dominanzprinzips wird durch die Flächentypen jeweils der Merkmalsverband bei der Kennzeichnung und Beurteilung berücksichtigt. Kartierungseinheiten unterschiedlicher Maßstäbe sowie unterschiedliche Nutzflächeneinheiten können mit Hilfe der Flächentypen inhaltlich gekennzeichnet, vergleichbar beurteilt und bewertet werden.

Literatur

Beim Autor einzuholen

Vorschlag zur Klassifikation von Bodengesellschaften der Jungmoränenlandschaften Norddeutschlands

Schmidt, Rolf

Die Charakterisierung und Systematisierung der Heterogenität der Bodendecke ist für die Bodenkartierung als auch für praktische Fragen der Bodennutzung und des Bodenschutzes gleichermaßen von Bedeutung. Dabei kommt der Definition und Klassifikation von Bodengesellschaften besondere Bedeutung zu, weil damit die Vergleichbarkeit sowohl von Bodenkarten als auch von Auswerteverfahren objektiviert werden kann. Deshalb hat sich der AK Bodensystematik der DBG in den zurückliegenden Jahren der Aufgabe angenommen, eine Bodengesellschaftssystematik zu erarbeiten (WITTMANN 1999, JAHN et al. 2000), und zwar unter der Zielstellung

- (1.) Kriterien und Hierarchieebenen zu definieren,
 - (2.) Ableitungsmethoden für Bodengesellschaften zu vereinheitlichen,
 - (3.) Gliederungsprinzipien und -beispiele vorzuschlagen.
- Der vorliegende Beitrag baut auf diesen Vorarbeiten auf und stellt einen Gliederungsvorschlag für Jungmoränenlandschaften, speziell der Grundmoränengebiete der Weichselvereisung Norddeutschlands zur Diskussion.

Grundlage der Bearbeitung sind

- (1.) großmaßstäbige Kartierungen bzw. Trassenaufnahmen mit detaillierter Abgrenzung der Bodenformen,
- (2.) Aggregierungsprinzipien für Landschaftsprozesse, Bodentypen und Substrate für die Gruppierung.

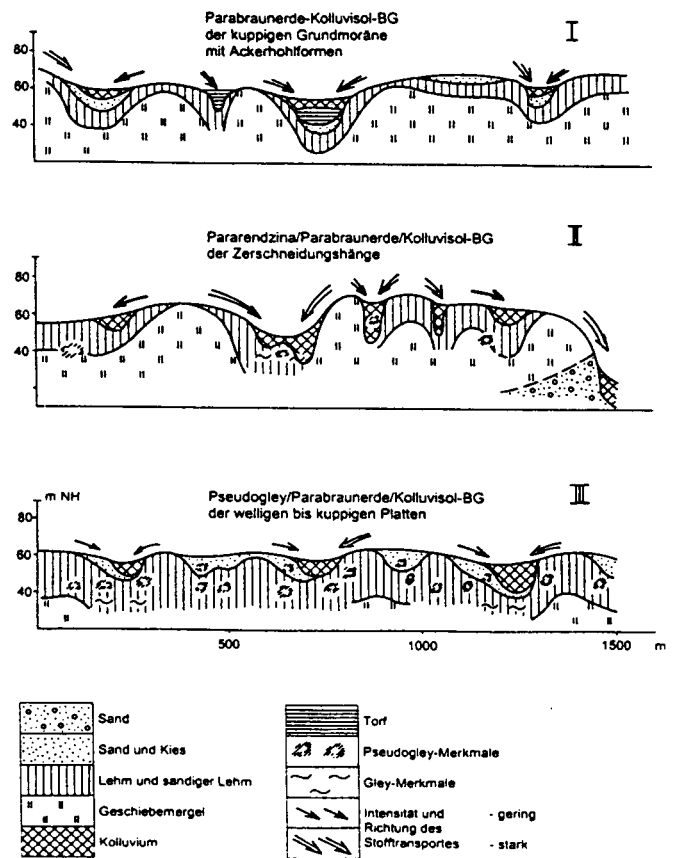
Die drei ausgewählten Beispiele (Abb. 1) zeigen bei einheitlichem Ausgangsmaterial (Geschiebemergel) unterschiedliche Bodenvergesellschaftungen, z.T. hervorgerufen durch unterschiedliches Relief (I, II), im Beispiel III auch in Beziehung zu stärker klimabedingter Hydromorphie. Ebenso wie die in den Profilschnitten veranschaulichte Vergesellschaftung der Böden können ausgewählte Parameter herangezogen werden, um die Variabilität von Bodeneigenschaften zu verdeutlichen (Tab. 1). Dabei wird deutlich, daß es entsprechend der Zielstellung zweckmäßig ist, Bodenparameter heranzuziehen, die für die Bewertung von Bodenfunktionen zentrale Bedeutung haben, wie dies im Beispiel der Parameter Humusmenge und Durchwurzelungsintensität für die Lebensraumfunktion sowie der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums für die Regelungsfunktion gezeigt wird.

Voraussetzung für eine Verallgemeinerung im Sinne einer Klassifikation von Bodengesellschaften ist die Festlegung von Kriterien und Auswahlprinzipien, die eine vergleichbare Ordnung ermöglichen. Als leitende Kriterien können herangezogen werden

- (1.) der Gefügestil (Hang-, Senken-, Plattengefüge), der wesentliche, auf Landschaftsprozesse orientierte Zusammenhänge der Bodenvergesellschaftung abstrahiert (SCHMIDT 1999),
- (2.) Zusammenfassungen nach Substratgruppen und Bodenklassen (AK Bodensystematik 1998), die übergeordnete Gruppierungen ermöglichen,
- (3.) Inventarkennziffern für typische Bodengesellschaften nach diagnostischen Bodenformen unter Beachtung der Stetigkeit ihres Auftretens (WITTMANN 1999).

Eine solche Vorgehensweise ermöglicht den in Tab. 2 dargestellten Gliederungsentwurf, der einen Zusammenhang zwischen Gefügestil und Geogenese- bzw. Substratgruppe im Sinne der Substratsystematik (AK Bodensystematik 1998) herstellt. Eine solche Kombination kann als Gruppierungsschema angesehen werden, das die weitere Gliederung zu vervollständigen gestattet, kann aber auch als mögliche Hierarchiestufe einer Klassifikation betrachtet werden. Innerhalb dieser Gruppierung sind im vorliegenden Beitrag nur die Moränenlehm-Hanggefüge behandelt worden, die sich nach ihren Bodenformen-Inventaren weiter differenzieren lassen. Auf diese Weise sind die in Abb. 2 zusammengestellten Gliederungsebenen denkbar.

Abb. 1: Bodengesellschaften der Moränenlehm - Hanggefüge



Tab. 1: Böden und Bodenparameter von Bodengesellschaften (Moränenlehm-Hanggefüge)

Bodentypen/-subtypen	Flächenanteil	Tongehalt % OB/UB	Humusgehalt % OB	Humus dt/ha	Durchwurzelungstiefe dm	nFK WR mm
Parabraunerde / Kolluvisol – BG (kuppig)						
Parabraunerde (erodiert)	40	13 / 25	2,0	966	9	131
Braunerde-Parabraunerde	15	15 / 22	2,1	977	10	162
Kolluvisol	10	11 / 10	1,5	765	9	150
Pseudogley / Parabraunerde / Kolluvisol – BG (wellig-kuppig)						
Pseudogley	30	13 / 20	1,6	505	8	116
Pseudogley-Parabraunerde	15	14 / 24	1,6	787	11	180
Gley-Kolluvisol	15	15 / 17	2,5	1185	9	177
Pararendzina / Parabraunerde / Kolluvisol – BG (Zerschneidungsrelief)						
Pararendzina	25	19 / 17	1,6	512	6	90
Parabraunerde (erodiert)	25	13 / 25	2,0	966	9	131
Pseudogley-Kolluvisol	20	11 / 10	1,5	765	9	150

Zusammenfassend ist festzustellen, daß der Klassifikationsvorschlag als Grundlage für weitere Diskussionen angesehen werden kann:

- So zeigt der aktuelle Bearbeitungs- bzw. Diskussionsstand, daß gegenüber bisherigen Ansätzen eine neue Qualität hinsichtlich Verallgemeinerung und Vergleichbarkeit erreicht werden kann, wenn die Grundsätze einer systematischen Ordnung von Bodengesellschaften geklärt sind.
- Zugleich wird deutlich, daß es noch erhebliche Lücken hinsichtlich Definition und Ableitung von Kriterien gibt. Das betrifft vor allem Lösungen für die übergeordneten Kategorien, wofür z.T. bisher wenig eingeführte Zusammenfassungen und Kombinationen erforderlich sind, die wesentliche Züge der Bodenvergesellschaftung verallgemeinern (Geogenesgruppen, regional typische Bodenkombinationen unterschiedlicher systematischer Stellung etc.).

Tab. 2: Gliederungsentwurf für Bodengesellschaftsklassen (Beispiel Jugmoränenlandschaften)

Geogenese-/ Substratgruppe	Gefügestil		
	Hanggefüge	Plattengefüge	Senkengefüge
Moränenlehm	Moränenlehm-Hanggefüge	Moränenlehm-Plattengefüge	Moränenlehm-Senkengefüge
Moränensand	Moränensand-Hanggefüge	Moränensand-Plattengefüge	Moränensand-Senkengefüge
Fluvisand	Fluvisand-Hanggefüge	Fluvisand-Plattengefüge	Fluvisand-Senkengefüge
Fluviton	Fluviton-Hanggefüge	Fluviton-Plattengefüge	Fluviton-Senkengefüge
Flugsand	Flugsand-Hanggefüge	Flugsand-Plattengefüge	Flugsand-Senkengefüge

- Ebenso ist der Bezug zu Bodenparametern zu klären. So dürfte eine einfache Transformation von punktbezogenen Daten auf Bodengesellschaften nicht ausreichend sein, um Variabilität hinreichend zu beschreiben. Vielmehr sollten Lösungen angestrebt werden, die auf Bodenfunktionen orientierte Abfolgen, Gradienten und Schwankungsbreiten in den Mittelpunkt der Charakterisierung stellen.

So stellt die Entwicklung einer Bodengesellschaftssystematik die konsequente Weiterentwicklung der Methoden zur Erfassung der Struktur der Bodendecke dar und ergänzt zugleich die für Kartierung und Auswertung unentbehrlichen Instrumente einer einheitlichen Bodenansprache. Unter Beachtung der im Regionalbeispiel gezeigten Herangehensweise ergeben sich auch Konsequenzen für praktische Aufgaben der Bodenschutzplanung, indem zukünftig Bodenqualitätsziele unter Bezug auf Bodengesellschaften konkreter und unter Beachtung der Variabilität von Bodeneigenschaften abgeleitet werden können.

Literatur:

Arbeitskreis Bodensystematik (1998): Mitt. DBG 86.
 Jahn, R., O. Wittmann and R. Schmidt (2000): In: Comparison of Polish and German soil classification systems. Wrocław. Schmidt, R. (1999): Handb. Bodenkd., 7. Erg.Lfg.. Wittmann, O. (1999): Zur Bodengesellschafts-Systematik-Bericht zum Stand der Diskussion. Mitt. DBG 91.

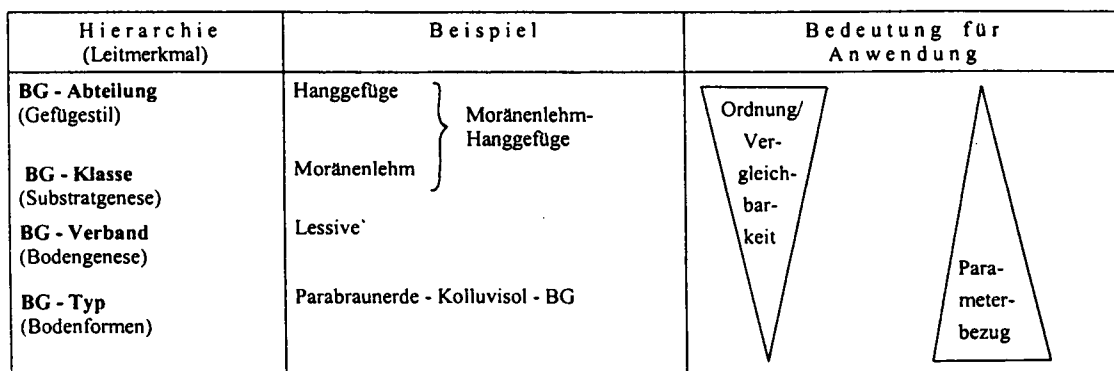


Abb. 2: Hierarchiestufen einer Bodengesellschaftssystematik

Beziehungen zwischen dem Standort und der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeit von Ackerböden

Schmidt, V.¹ und H. Domsch²

1. Einleitung

Ackerschläge weisen in Abhängigkeit von dem geologischen Ausgangssubstrat unterschiedlich stark ausgeprägte Heterogenitäten bezüglich der Bodenform und den Bodeneigenschaften auf. Bei der teilflächenspezifischen Bewirtschaftung wird diesen Faktoren und dem daraus resultierenden variablen Ertragspotential durch standortangepassten Pflanzenschutz, Düngung, Aussaatstärke etc. Rechnung getragen. Grundlage für deren technische Umsetzung sind genaue digitale Informationen über den Standort und den Pflanzenbestand.

Eine mögliche Datengrundlage können Karten auf Basis der Bodenform sein. Da letztere wenig veränderlich sind, ist eine langfristige Nutzbarkeit der Karten gewährleistet.

2. Aufgabenstellung

Im Rahmen des Forschungsprojektes "Entwicklung einer Low-input-Lösung für die teilflächenspezifische Bewirtschaftung im Betriebsmaßstab" soll unter anderem geprüft werden, inwiefern aus Karten der elektrischen Bodenleitfähigkeit die Strukturierung der Schläge bezüglich der Bodenform abgeleitet werden kann.

3. Material und Methoden

Die vorzustellenden Versuchsstandorte befinden sich im Lössgebiet westlich bzw. nordwestlich von Magdeburg (Klein Rodensleben bzw. Dahlenwarleben) sowie nördlich von Zerbst im

Grundmoränengebiet.

Die Messung der elektrischen Bodenleitfähigkeit erfolgte mit dem Gerät EM 38 in den bewirtschaftungsbedingt vorgegebenen Fahrspuren aller 5 bis 7 m bei einem Fahrspurabstand von 18 bis 36 m. Die Messwerte weisen eine Abhängigkeit von den als relativ konstant anzusehenden Größen Textur und Kationenaustauschkapazität des Bodens sowie von den variablen Faktoren Wassergehalt, Ionengehalt der Bodenlösung und Bodentemperatur auf. Für einen möglichst engen Zusammenhang zwischen Textur und elektrischer Bodenleitfähigkeit müssen folglich die variablen Faktoren weitgehend konstant gehalten werden. Dementsprechend erfolgten die Messungen bei einer Bodensaugspannung entsprechend der Feldkapazität. Die Bodentemperatur wurde parallel zur Leitfähigkeitskartierung bestimmt und rechnerisch berücksichtigt. Anhand der Leitfähigkeitskarten wurden auf jedem Schlag zwei Profilgruben an Standorten mit repräsentativen Leitfähigkeitsmesswerten angelegt und der Boden nach KA4 und neuer Substratsystematik der DBG angesprochen. An mehreren Transekten wurde mittels Bohrstock die flächenhafte Verteilung der Bodenformen geprüft.

4. Ergebnisse

In Abb. 1 ist die räumliche Verteilung der elektrischen Bodenleitfähigkeit beispielhaft für drei Ackerschläge bei Zerbst dargestellt. Auf dem Grundmoränenstandort reicht die Spanne der gemessenen Werte von 0 bis 60 mS/m. Auf dem Schlag 39 überwiegen niedrige (<15 mS/m), auf den Schlägen 36 und 37 hohe Leitfähigkeiten (>15 mS/m).

Die angelegten Profile sind in Abb. 1 eingezeichnet. Die in den Bereichen niedriger Leitfähigkeit befindlichen Profile 1 und 5

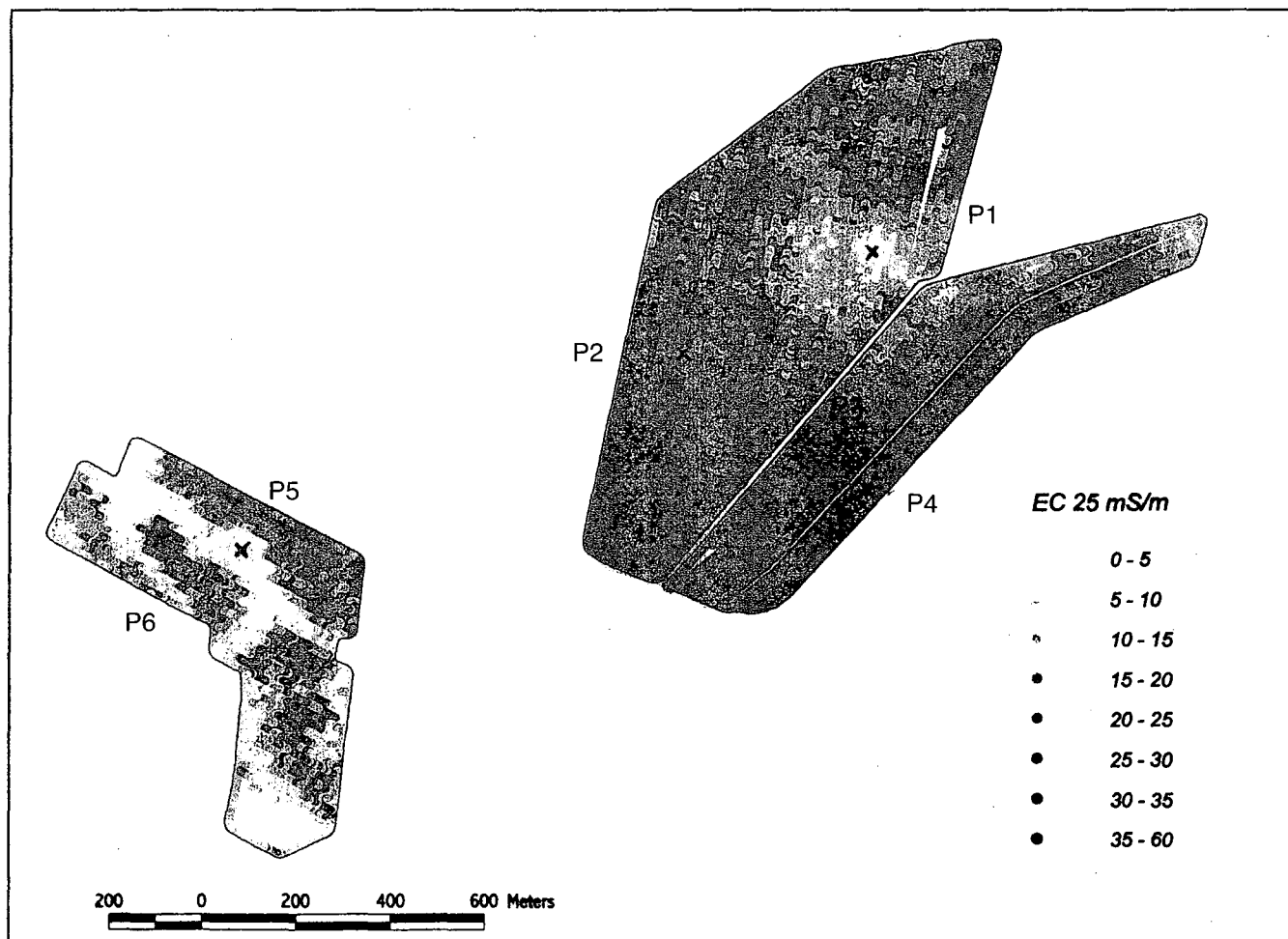


Abb. 1: Karte der scheinbaren elektrischen Bodenleitfähigkeit Standort Lindau

¹ Volker Schmidt, Oehrenstöcker Str. 33, 98704 Langewiesen (ehem. ATB Potsdam)

² Horst Domsch, Institut für Agrartechnik Bornim e. V., Max-Eyth-Allee 100, 14469 Potsdam

weisen als Bodenart über die gesamte Profiltiefe reinen Sand auf. Als Bodenform wurde bei Profil 1 (Abb. 2) eine Braunerde bei Profil 5 eine Podsol-Braunerde jeweils aus kiesführendem Sand (aus Geschiebedecksand) ausgewiesen. Die in den Bereichen höherer Leitfähigkeiten angelegten Profile 2, 3, 4 und 6 sind zweischichtig. Eine 40 bis 80 cm mächtige Schicht aus Geschiebedecksand wird von Geschiebelehm unterlagert. Die Bodenentwicklung führte hier stauwasserbedingt meist zu teilweise verbrauchten Pseudogleyen. Stellenweise treten Fahlerden auf. Als überwiegende Bodenform wurde ein Braunerde-Pseudogley aus kiesführendem Sand (aus Geschiebedecksand) über kiesführendem Moränenlehm (aus Geschiebelehm) ausgewiesen (Abb. 3). Die Ergebnisse zeigen, dass der höhere Tongehalt des Geschiebelehms zu höheren elektrischen Leitfähigkeiten führt. Anhand der Beprobung mittels Bohrstock konnten die flächenhaften Veränderungen der Bodenart bzw. des Profilaufbaus erfasst werden, die die Zu- bzw. Abnahme der elektrischen Leitfähigkeit gut widerspiegelt. Besonders hohe Leitfähigkeiten im Bereich des Profils 4 sind nicht mit der Bodenart erklärbar und müssen deshalb auf den stark ausgeprägten Stauwassereinfluss zurück geführt werden.

Am Standort Klein Rodensleben wurden drei Schläge bezüglich ihrer elektrischen Leitfähigkeit kartiert. Die Messwerte reichen auf den Flächen von 20 bis 50 mS/m.

Im Bereich der niedrigen Leitfähigkeiten von 20 bis 25 mS/m wurde als Bodenform ein Braunerde-Tschernosem aus Löss über Carbonatlöss angesprochen. Wesentlich ist an diesem Profil ein in der Bodenform nicht zu nennender Substratwechsel von Löss nach Mittelsand in 120 cm Tiefe.

Um 30 mS/m wurden an Standorten gemessen, bei denen der Löss von einem Gemisch aus Geschiebelehm und Geschiebesand in 100 bis 140 cm Tiefe unterlagert wird oder bedingt durch Kolluvien tiefgründige Lössböden vor liegen. Als Bodenformen treten Kolluvisole aus Hanglöss über Löss und Braunerde-Tschernoseme aus Löss über Moränenlehm (aus Geschiebelehm) auf.

Substratwechsel von Löss nach Geschiebelehm in Tiefen zwischen 60 und 160 cm führten mit 40 bis 50 mS/m zu den höch-

sten Messwerten. Daran ist zu erkennen, dass Geschiebelehme eine höhere elektrische Leitfähigkeit verursachen als Löss. Bei den Schichtwechselln in größeren Tiefen wurden des Weiteren Wasserstaumerkmale (Pseudovergleyung) diagnostiziert, so dass dadurch der geringere Einfluss des Geschiebelehms auf den Messwert überdeckt wurde. Als Bodenformen liegen Pseudogley-Tschernoseme und Braunerde-Tschernoseme aus Löss über Carbonatlöss, Braunerde-Tschernoseme aus Löss über Moränenlehm (aus Geschiebelehm) und Pararendzinen aus Carbonatlöss über Moränenlehm (aus Geschiebelehm) vor.

Die Bohrstockkartierung an mehreren Transekten zeigte, dass die Mächtigkeit des A_{sh}-Horizontes der Tschernoseme und somit der Humusgehalt die elektrische Bodenleitfähigkeit nicht beeinflusst.

Bei der Leitfähigkeitskartierung auf einem nur 8 ha großen Schlag bei Dahlenwarsleben wurden Werte zwischen 30 und 150 mS/m gemessen. Wie bereits am Standort Klein Rodensleben liegen bei Messwerten um 30 mS/m mächtige Lösskolluvien mit einer Gesamtlössmächtigkeit von über 2 m bei gleicher Bodenform vor. Im Bereich der extrem hohen Werte von 130 bis 150 mS/m wurden tiefgründige tonige Substrate kartiert, bei denen es sich nach der geologischen Karte um oligozäne Tone handelt. Als Bodenform wurde ein Pelosol aus kiesführendem Kryocarbonatton aus Tertiärmaterial über Carbonatton aus Tertiärmaterial angesprochen.

5. Schlussfolgerungen

Anhand der Karten der elektrischen Bodenleitfähigkeit kann eine Abgrenzung von Arealen gleicher Bodenformen auf einem Akkerschlag erfolgen, da gleiche Bodenformen gleiche Leitfähigkeiten besitzen. Da aber verschiedene Bodenformen gleiche Leitfähigkeiten aufweisen können, ist ein direkter Schluss vom Messwert auf die Bodenform nicht möglich. Diese kann nur durch eine Profilsprache festgestellt werden. Des Weiteren wäre unter Verwendung von Kartenmaterial (geologische Karte, MMK u. a.) und den Erfahrungen der Bewirtschafter insbesondere bezüglich des Wasserhaushaltes eine relativ gute Abschätzung der räumlichen Verteilung der Bodenformen möglich.

Tiefe in cm	Horizont	Bodenart	Substratarten-Gruppe
23	Ap 1	Ss / mSfs	p-(k)s(Sp)
34	Ap 2	Ss / mSfs	p-(k)s(Sp)
53	Bv	Ss / mSgs	p-(k)s(Sp)
	IC	Ss / mSgs	p-(k)s(Sp)
>120			

Abb. 2: Profil 1

Tiefe in cm	Horizont	Bodenart	Substratarten-Gruppe
29	Ap	St 2	p-s(Sg)
45	Sw-Bv	St 2	p-(k)s(Sp)
82	Sw	St 2	p-(k)s(Sp)
>120	II Sw	Ls 4	g-(k)l(Lg)

Abb. 3: Profil 2

In memoriam: die Phäno-Parabraunerde

Arno Semmel*

Als Phäno-Parabraunerde bezeichnet man mit S. MÜLLER (Zit. MÜCKENHAUSEN 1970: 252) Böden, die zwar das Bild einer Parabraunerde aufweisen, deren tonärmerer Oberboden und tonreicherer Unterboden jedoch nicht das Resultat vertikaler Tonverlagerung, sondern geologischer Schichtung sind. In der KA2 (1971: 113) und in der KA3 (1982: 221) wird empfohlen, solche Böden zu den Parabraunerden zu stellen. In der KA4 (1994) findet sich ein entsprechender Hinweis nicht mehr. Das ist bedauerlich, sind doch die Phäno-Parabraunerden in den Mittelgebirgen offensichtlich weitverbreitet (SEMMELE 1977: 46 ff.; 1993: 47 ff.), nicht nur in Mitteleuropa, sondern auch in den Tropen (SEMMELE 1977: 81; 1993: 81). In unseren Mittelgebirgen läßt sich das Vorkommen von Phäno-Parabraunerden immer dann sehr wahrscheinlich machen, wenn periglaziale Schuttdecken vom Zwei- zum Dreischichttyp wechseln. Am Beispiel von Profilen, wie ich sie ähnlich auf einer inoffiziellen Exkursion im Anschluß an die Mainzer DBG-Tagung 1967 vorstellte, werden die charakteristischen Merkmale noch einmal nachstehend erörtert.

Auf dem steileren Hangteil liegt die löbtlehmhaltige Hauptlage (Deckschutt nach SEMMELE 1964) über der löbtfreien Basislage (Basischutt), in der kein Bt-Horizont entwickelt ist. Auf dem flacheren Hangteil findet man hingegen zwischen beiden die stark löbtlehmhaltige Mittellage (Mittelschutt nach SEMMELE 1966: 11) mit einem Bt-Horizont. Mittellage und Bt-Horizont dünnen mit zunehmender Hangversteilung allmählich aus, ohne daß der Tongehalt im Bt sich verändert. Eine solche Abfolge wurde von mir (SEMMELE 1964: 284) zunächst fälschlicherweise so gedeutet, daß die Hauptlage als periglaziale Fließerde die Mittellage gekappt hat, in der bereits im Spätpleistozän ein Bt-Horizont entwickelt war.

Spätere Untersuchungen ergaben jedoch, daß der Bt-Horizont immer an die Mittellage gebunden ist und nur in dieser mit seiner spezifischen Ausbildung entstand.

Die geologische Schichtung der Substrate läßt sich oft mit Hilfe des unterschiedlichen Stein-, Sand- und Schluffgehaltes sowie der Steineinregelungen nachweisen. Labordaten (Tab. 1) zeigen überdies, daß in den hessischen Mittelgebirgen in der Hauptlage der allerödzeitliche Laacher Bimstuff vorkommt, der in der Mittel- und in der Basislage fehlt oder deutlich geringer vertreten ist. In der Mittellage sind typische "Löbvertreter" (Grüne Hornblende und Epidot) zu finden, in der Basislage nur Schwerminerale des lokalen Untergrundes, im vorgestellten Beispiel Zirkon, Turmalin und Rutil als charakteristische Bestandteile des mitteltertiären Hofheimer Kiesel. Nicht unberücksichtigt darf in diesem Zusammenhang auch die Verdoppelung des Gesamt-Schwermineralgehaltes jeweils in der Hauptlage bleiben, Folge der Beimengung von Laacher Tephra.

Die Schwermetallgehalte zeigen in ähnlicher Weise die Schichtigkeit der Profile an, in Übereinstimmung mit Ergebnissen, die von SABEL (1989) und LORZ (1995) in vergleichbaren Böden im Taunus ermittelt wurden. Gleiches gilt für die Basenversorgung. Der pH-Wert bleibt in allen Lagen hingegen bei 3 (CaCl₂).

In den Dünnschliffen ist zwischen der Hauptlage über Basislage und der Hauptlage über Mittellage kein Unterschied erkennbar. Die Mittellage zeigt sehr deutliche Bt-Merkmale, die in der Basislage sowohl unter der Mittellage als auch unter der Hauptlage fehlen. Vereinzelt hat sich in Poren der eisenreichen und dichten Basislage rote orientierte Tonsubstanz angelagert, die aus - der gleichfalls roten - Basislage selbst stammt. Tonsubstanz, die zweifelsfrei aus der hangenden Hauptlage kommen könnte, fehlt.

Eine Tondurchschlammung aus der Hauptlage in die Basislage ist also nicht nachweisbar.

Wenn aus der völlig gleichen Hauptlage über der Mittellage Ton in nennenswertem Maße ausgewaschen worden sein sollte, müßte sich das in unterschiedlichen Tongehalten des in der Mittellage ausgebildeten Bt-Horizontes widerspiegeln, wechselt dessen Mächtigkeit doch von einem bis zu 60 cm. Die Tonanreicherung im Bt-Horizont ist demnach vor allem auf ver-

*Theodor-Körner-Straße 6
D-65719 Hofheim

stärkte Tonneubildung in situ in der lößlehmreichen Mittellage zurückzuführen. Geringfügige Verlagerung im Bt-Horizont selbst mag die Anlagerung orientierter Tonsubstanz bewirkt haben.

Fraglich bleibt, wo auf solchen Hängen die echten Parabraunerden beginnen. Derzeit gibt es zumindest für den bodenkundlichen Kartierer ohnehin kein sicheres Verfahren, Phäno- und echte Parabraunerden abseits des beschriebenen Wechsels der Schuttdecken zu unterscheiden. Deshalb sollte es erlaubt sein, beide Böden zusammenzufassen.

Literatur: LORZ, C. (1995): Geol. Jb. Hessen, 123: 149-157, Wiesbaden. -
 MÜCKENHAUSEN, E. (1970): Mitt. DBG, 10: 246-279, Göttingen. - SABEL, K. J. (1989): Frankfurter geowiss. Arb., D 10: 9-16. -
 SEMMEL, A. (1964): Notizbl. hess. L.-Amt Bodenforsch., 92: 275-285, Wiesbaden. -
 SEMMEL, A. (1966): Erl. Bodenkarte Hessen, Bl. 5224 Eiterfeld.- 89 S., Wiesbaden. -
 SEMMEL, A. (1977): Grundzüge der Boden-geographie.- 120 S., Stuttgart. - 3. Aufl. 1993.

Tab. 1: Labordaten

Schwermineralgehalte (Korn% des Feinsand-SM-Gehalts)

	Aug.	BHbl.	Tit.	Rut.	Turn.	Zirk.	GHbl.	Epid.	Ges.
HL	21,5	56,9	13,0	+	1,2	6,5	0,8	-	0,02
ML	+	2,8	-	4,2	12,3	46,3	5,4	27,0	0,01
BL	-	-	-	9,5	20,1	67,3	-	-	0,01
HL	18,9	49,9	16,2	2,0	4,5	6,2	3,2	-	0,02
BL	-	-	-	26,4	13,8	69,8	-	-	0,01

Analytikerin: Dipl.-Geogr. M. Guddat-Seipel

Korngrößen (Gewichts%)

	T	fU	mU	gU	fS	mS	gS	Fed	Feo
HL	9,3	10,0	20,0	27,1	9,0	9,3	10,3	0,33	0,09
ML	26,7	5,4	16,5	27,2	3,9	6,9	13,4	0,77	0,07
BL	18,6	8,7	12,5	10,5	6,4	25,3	17,9		
HL	11,3	8,5	19,0	24,4	9,2	13,7	13,9	0,35	0,14
BL	19,9	7,4	9,1	7,5	7,0	27,5	21,6	1,09	0,03

HL = Hauptlage

ML = Mittellage

BL = Basislage

Ges. = Gesamtgehalt der Schwerminerale im Feinsand

Fed u. Feo in Gewichts%

Die Labordaten geben Werte wieder, die aus einer aufgelassenen Kiesgrube am Albertsweg am Westhang des Kapellenberges (nördlich Hofheim a. Ts.) gewonnen wurden (GPS-Pos.: 34 59 460; 55 51 210).

Fernerkundung, Reliefanalyse und EM 38 - Instrumente zur Analyse und Abbildung mesoskaliger Bodenheterogenität

M. Sommer, M. Wehrhan, M. Zipprich, U. Weller, W. zu Castell & S. Ehrlich

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Kenntnis und Deutung der räumlichen Variabilität von Böden und ihrer Eigenschaften ist nicht nur für eine nachhaltige, teilschlagbezogene Bewirtschaftungsweise essentiell (precision agriculture), sondern auch für das pedogenetische Verständnis der Musterbildung auf der Feld- (10^1 m) und Landschaftsskala (10^2 m). Beide Ziele werden in unseren Arbeiten im „Forschungsverbund Agrarökosysteme München“ (FAM) verfolgt. Zunächst gilt es, das Bodenmuster mit Hilfe eines **hierarchisch-faktoriellen** Ansatzes explizit abzubilden. Längerfristiges Ziel ist die Entwicklung eines 3-D-Bodenlandschaftsmodells.

MATERIAL UND METHODEN

Das Untersuchungsgebiet liegt im oberbayerischen, lößbedeckten Tertiären Hügelland (FAM-Versuchsstation „Klostergut Scheyern“), ca. 40 km nördlich von München. Als Informationsgrundlagen zur Entwicklung eines Regelwerkes stehen zur Verfügung: (i) Befragungen zum Einfluß des Faktors ‚Mensch‘, (ii) Reliefanalysen (SARA) auf Basis eines DHM 5 und (iii) geophysikalische Messungen zur Charakterisierung des Faktors ‚Ausgangsgestein‘ (EM38, scheinbare elektrische Leitfähigkeit eines Bodens, s. ZIPPRICH ET AL., 2001). Die Ergebnisse aus (multitemporalen) Fernerkundungsverfahren liefern die Geometrien der auszuweisenden Bodenareale (flugzeuggestützte Dædalus TM-Aufnahmen der oberirdischen Winterweizen-Biomassen vor Abreife, geometrische Auflösung = 1m^2 , s. WEHRHAN ET AL., 2001). Da die Korrelationslängen der Bodenareale unter 50m liegen, wird das existierende 50×50 m Raster (SCHEINOST, 1994, SINOWSKI, 1995; s. <http://www.gsf.de/FAM/bis.html>) ausschließlich als Punktinformation für eine Modellkalibrierung eingesetzt. Exemplarisch werden im Folgenden die Ergebnisse eines Schlags (A15) dargestellt. Prinzipiell erfolgt jedoch die Regelentwicklung für Einzugsgebiete als natürliche Prozesseinheiten.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Eine pedogenetische Analyse der vorliegenden Daten unter Einbeziehung des lokalen Expertenwissens erbrachte die folgende Hierarchie des Einflusses einzelner, bodenbildender Faktoren auf das Bodenmuster:

Mensch > Relief > Ausgangsgestein

Der Faktor ‚Mensch‘ wirkt im Tertiären Hügelland in erster Linie durch Auffüllungen, Abgrabungen, Terrassierung und Drainagen, aber auch durch Nutzungswechsel wie z.B. der Umwandlung von Grünland- in Ackerflächen. Keine diese Eingriffe

wurde jedoch auf dem A15 durchgeführt, so das die gesamte Fläche betrachtet werden kann. Beim Faktor ‚Relief‘ wurde aus der Fülle der möglichen Reliefparameter nur das lokale Einzugsgebiet (LEG) jeder Rasterzelle (RZ) betrachtet, da zunächst lediglich die Senkenböden von Interesse waren (hier: Kolluvialsols). Durch lokales Expertenwissen wurde für den A15 ein Schwellenwert von 50 RZ ermittelt (= 1250m^2): Allen Rasterzellen, in die mehr als 50 hangaufwärts gelegene Rasterzellen entwässern, können demnach (vergleyte) Kolluvialsols zugeordnet werden (s. Abb.1). Die Ergebnisse der scheinbaren elektrischen Leitfähigkeiten (ECa in mS m^{-1}) wurden im vorliegenden Regelwerk nicht für das Bodenmuster direkt benutzt, da die methodischen Probleme zu groß und die Unschärfen bei den räumlichen Interpolationsverfahren zu deutlich waren (ZIPPRICH ET AL., 2001). Vielmehr dienten die ECa -Messungen bzw. die daraus abgeleiteten räumlichen Muster der Tongehalte ($\text{ECa} \times \text{Ton}$ mit $r^2 = 0,65$) zur flächigen Differenzierung der **Ausgangsmaterialien**. Bei Tongehalten < 17% (vom Gesamtboden) dominierte danach die ‚sandig-kiesige Molasse mit geringer bis mittlerer Lößbeimengung‘, bei Tongehalten > 17 % (vom Gesamtboden) die ‚lehmige bis tonige Molasse‘ (s. Abb.2). Reine ‚Lößlehm‘-Flächen konnten je nach Erosionsgrad in beiden Klassen auftreten.

Innerhalb der so definierten Flächen mit unterschiedlichem **pedogenetischem Kontext** wurden nun die Winterweizen-Biomassen (Juli 1996, Relativwerte des schlagspezifischen Medians von $2,9\text{ kg Frischmasse m}^{-2}$, s. Abb.3) standortkundlich interpretiert, gewissermaßen durch eine inverse Modellierung. Dabei zeigte sich in den Flächen der sandig-kiesigen Molasse der Lößanteil als wesentlicher Faktor der Biomassedifferenzierung – und damit letztlich der Wasserhaushalt: Nur Flächen mit deutlich erhöhtem Schluffanteil - und damit höherer nFK - wiesen höhere Biomassen als der Schlag-Median auf, Gebiete ohne Lößeinfluß die niedrigsten Biomassen. In den Lößflächen selbst wirkt die Tiefe, ab der die pH-Werte unter 4,2 abfallen, wuchsdifferenzierend (> 50 cm mit besserem, < 50 cm mit schlechterem Wuchs). Im Gebiet der lehmigen bis tonigen Molasse war die unterschiedliche Pseudovergleyung ursächlich für die Biomassenunterschiede: Je höher der Sw- bzw. Sd-Horizont im Profil anstand, umso niedriger die Biomassen. O_2 -Mangel im durchwurzelten Bereich dürfte hierfür ausschlaggebend sein. Diese These wird durch den größeren Flächenanteil der Pseudogleye in einem feuchteren (2000) gegenüber einem trockeneren Jahr (1994) gestützt. Die Zusammenführung aller Regeln in eine Darstellung ergibt die zu validierende Boden(konzept)karte (s. Abb.4).

LITERATUR

- Scheinost, A. 1994. Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss. TU München.
Sinowski, W. 1995. Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften. Diss. TU München.
Wehrhan, M. et al. 2001. sowie Zipprich, M. et al. 2001. Präsentationen auf der DBG-Jahrestagung in Wien (Kom. V), dieser Band.



Abb.1: Faktor Relief: Lokale Einzugsgebietsgröße auf Basis des DHM5 (zunehmende Graustufe = zunehmende LEG); schraffiert mit weißem Hintergrund = (vergleyte) Kolluvisols (LEG > 50 RZ)

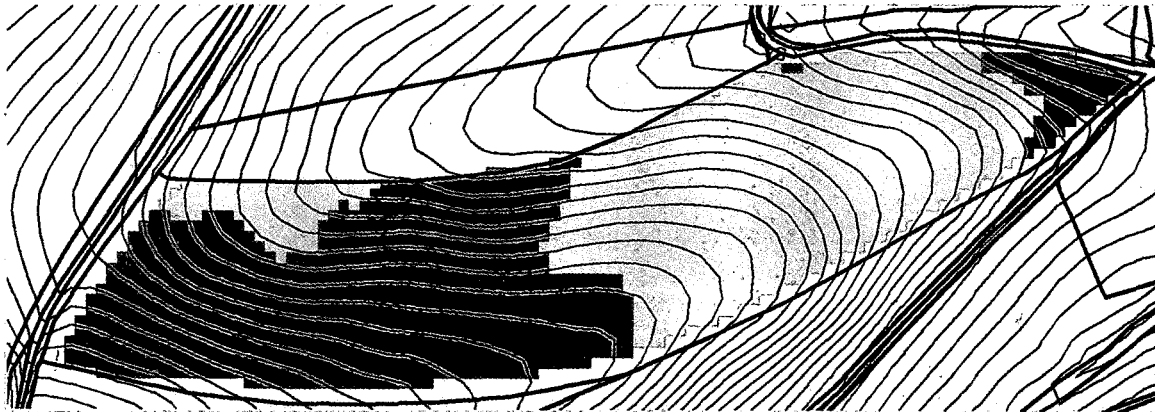


Abb.2: Faktor Gestein: Tongehalte < 17% (hellgrau) und > 17% (dunkelgrau, % von Gesamtboden); Basis: EM38-Messungen (ECa = scheinbare elektrische Leitfähigkeit in mS m^{-1})

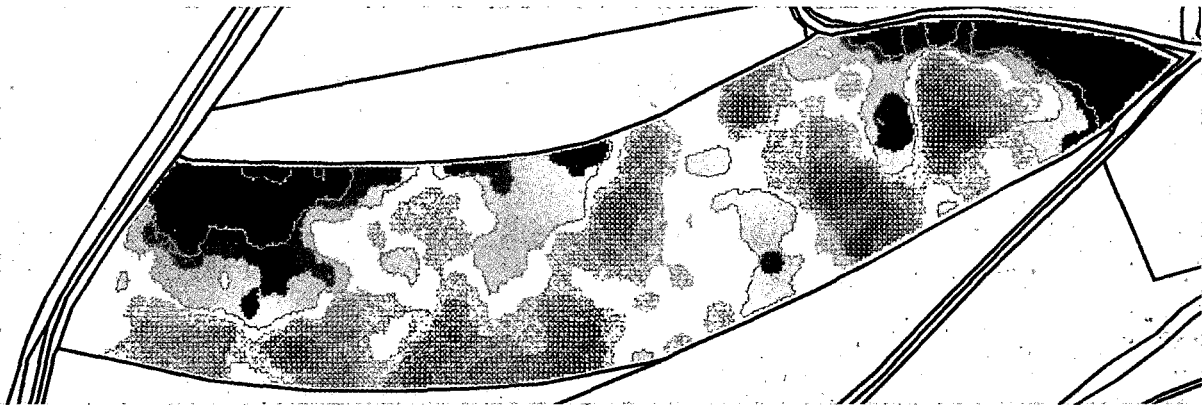


Abb.3: Relative Winterweizen-Frischmassen (Juli 1996) in % vom schlagspezifischen Median (= weiß, ohne Schraffur: je dunkler, desto höhere Werte, mit Schraffur: je dunkler, desto niedrigere Werte)

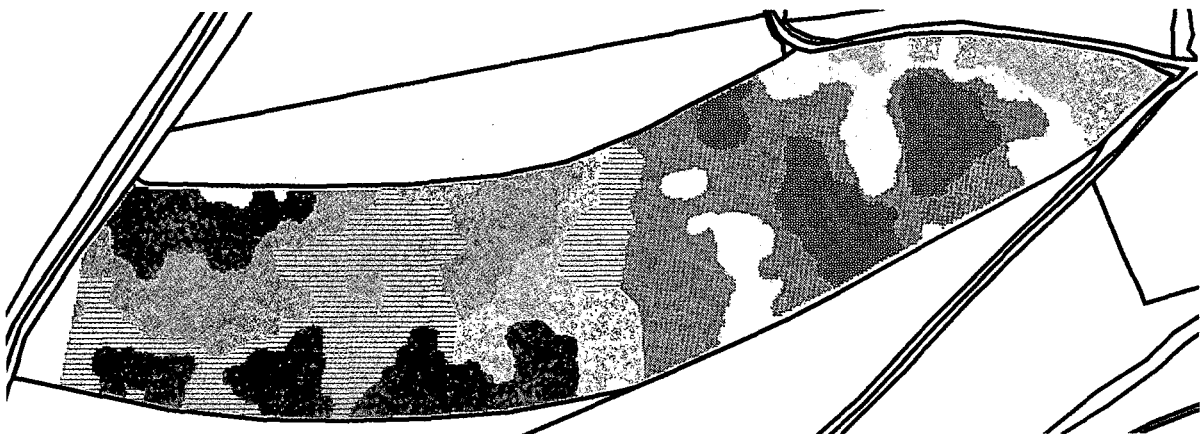


Abb.4: Konzeptbodenkarte

THE EFFECT OF THE AREA RELIEF
AND THE PARENT ROCK
ON FORMATION OF SOILS
DEVELOPED FROM DEVONIAN SANDSTONES
OF THE ŚWIĘTOKRZYSKI REGION

The aim of the work was to determine the effect of microrelief and parent rock on formation of soils developed from sandstones of Świętokrzyski region (50°58' N, 20°46' S). Forest soils developed from Devonian sandstone occurring in the Barcza mountain were investigated.

The investigation comprised selection and description of soil profiles, phytosociologic surveys, detailed geodesic measurements, analyses.

Analysis

Particle - size distribution was determined by Cassagrande method, soil pH was determined using a 1: 2.5 soil - water ratio and a 1 : 2.5 1M KCl ratio, exchangeable acidity hydrolytic acidity, exchangeable cations were extracted by 1M NH₄OAc at pH 7.0 and determined by AAS., organic carbon content was determined by the Tiurin method, Al and Fe were determined in sodium dithionite - citrate (Al_d and Fe_d),

Micromorphology

It has been found that the weathered material was Table 1. Microscopic description of powder preparation

Profile No	Mineral composition	Clayey and ferruginous substance	Accessory minerals
1	2	3	4
1B	detritus quartz, admixture of clayey and ferruginous substance	coats quartz grains, forms irregular agglomerations, clayey minerals of kaolinite group	several /500 zircon, garnet, very well turned epidotes
4B	monomineral sample, agglomerations, clayey - ferruginous substance, in several quartz grains tourmaline inclusions, 2/500 potassium feldspar, 3/500 muscovite	independently occurring kaolinite blades, kaolinitelike minerals with iron oxides, cover quartz grains	1/500 tourmaline, 1/500 - zircon

ANTONI SZAFRANEK

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

tab.1

1	2	3	4
28B	quartz, clayey substance agglomeration	clayey substance occurs separately or forms agglomerations with iron oxides, covers quartz grains	few garnets, epidotes
34B	quartz, lack of feldspars	covers quartz grains	several / 500 iron agglomeration

formed from rock underlying them and was laying *in situ*. Sandstone of the Lower Devonian is composed mainly of quartz. Potassium feldspars and plagioclases occur in minimal amounts. In rocks siliceous, silico-clayey and silico - feruginous binding materials predominate. Few clayey substance amounts have been found. The accessory minerals occur in small amounts; they consist mainly of zircon, epidote and tourmaline (tab.1).

The soils described were developed mainly under the following plant communities : - under the coniferous mixed forest with the Quercus - Abietetum association as well under the upland mixed forest with Dentario - glandulosae - Fagetum association.

Chemical properties

Soils developed from Devonian sandstone comprised sandy, silty - loamy, silty - sandy and silty - stony formations. They are medium or slightly skeletal, acid or strongly acid soils, distinguishing themselves with the exchangeable and hydrolytic acidity, low content of basic cations, at saturation degree with the cations below 30 % (tab.2).

Table 2. Selected physico-chemical properties

Prof	Depth	Hori	Clay	pH	Al	Hh	T	V	C
					[cmol (+)/kg			[%]	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
28B	0 - 1	O		4,0	20,1	60,8	67,4	9,8	34,7
	1 - 9	A	9	4,3	6,1	9,5	10,6	10,2	2,00
	20 - 30	Bbr	9	4,7	3,5	3,8	4,6	16,0	0,29
	45 - 55	BbrC	8	5	2,5	3,2	3,76	15,1	0,11
	80 - 85	C	8	4,9	2,6	2,7	3,4	20,4	no
1B	0 - 1	O		4,1	1,8	47,3	75,4	37,4	33,2
	2 - 7	A	6	3,5	3,1	8,8	11,3	22,7	2,9
	8 - 11	AEes	6	3,6	3,5	5,6	6,6	15,3	0,7
	11 - 16	B,Bbr	8	3,6	4,9	7,5	8,5	12,1	0,87
	17 - 27	Bbr	6	3,7	4,2	6,9	8,1	15,1	0,89
	34 - 40	BbrC	4	4,1	1,8	3,3	4,3	22,9	0,3
	47 - 57	C1	7	4,1	1,8	3,4	3,9	14,6	n.o.
4B	0 - 2	O _L		n.o.	2,2	39,8	65,4	39,2	38,2
	2 - 4	O _F		3,8	4,8	56,2	81,0	30,6	30,5
	4 - 5	O _H		3,2	10,9	72,0	88,7	18,8	26,8
	5 - 14	AE	3	3,2	0,9	4,1	5,8	28,2	0,88
	17 - 27	Ees	2	3,6	0,7	1,7	2,47	30,0	0,14
	30 - 40	Bh,s	10	3,5	6,8	10,6	12,1	11,9	1,17
	45 - 55	Bs	6	3,9	2,4	4,1	4,9	17,0	0,39
	60 - 74	C	3	4,3	0,7	1,9	2,7	31,2	n.o.

tab.2

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
34B	0-3	O		4,8	2,2	29,2	49,4	40,8	18,6
	3-8	A	4	4,2	2,5	8,0	9,4	14,5	2,54
	10-16	Ees	6	5,3	1,8	4,0	4,8	16,6	0,43
	18-25	Bh,s	7	4,4	5,4	10,4	11,2	7,8	1,05
	25-37	Bs	7	4,7	4,1	7,7	8,6	9,9	0,82
	37-46	BsC	6	5,2	2,4	5,2	5,9	10,9	0,4
	50-60	C	8	5,5	2,4	4,3	5,0	13,9	no

S-sum of bases, Hh- hydrolytic acidity, T - S+Hh, V - degree of saturation with bases,

On the basis of organic matter content in them, its form, analysis of free R₂O₃ form, mobilization and translocation degree of free R₂O₃, ratio fulvic acids to free R₂O₃ forms, the soils developed from Devonian sandstone were divided into acid brown soils, podzolized brown soils, podzolic soils and podzols. Differences concern mainly organic matter and compounds with free sesquioxides (tab.3).

Table 3. Iron and aluminium distribution

Profile No.	Depth [cm]	Hori zons	Fe _d free mg/kg	Trans location indeces	Al _d free [mg/kg]	Translo - cation indeces
28B	1-9	A	3009	0,86	2593	1,33
	20-30	Bbr	2589		3440	
	45-55	BbrC	2169		3070	
	80-95	C	1820		2646	
1B	2-7	A	2169	1,70	900	1,48
	8-11	AEes	2589		1323	
	11-16	Bhfs,Bbr	4409		1958	
	17-27	Bbr	5039		2593	
	34-40	BbrC	2029		1905	
	47-57	C1	2799		3070	
4B	5-14	AE	490	9,88	423	6,13
	17-27	Ees	560		423	
	30-40	Bh,s	5528		2593	
	45-55	Bs	2869		2382	
	60-74	C	770		1482	
34B	3-8	A	770	6,36	847	5,70
	10-16	Ees	770		529	
	18-25	Bh,s	4899		3017	
	25-37	Bs	3219		3440	
	37-46	BsC	2379		3123	
50-60	C	1190	2435			

Fe_d, Al_d - dithionite-citrate extract, translocation indeces - B/E

Area relief

It has been proved that the area microrelief, and, first of all, the slope shape, affect the chemical properties, layout of elements in the soil profile and consequently the typologic differentiation of soils developed from the same rock.

On concave slopes developed from Devonian sandstones podzols soils, podzols and podzolized brown soils were formed (tab.4)..

On straight and convex slopes developed from devonian sandstones acid brown soils were formed The podzolization degree of soils dependend on the slope shape (Szafranek 1992).

Table 4. Microrelief of the areas investigation.

Profile No	Height a.s.l. (m)	Expo- sition	Slope descent (%)			Slope shape
			above	below		
			soil profil			
1B	430,8	N	-	-	2,4	concave
4B	437,8	W	10,7	5,8	-	concave
28B	406,1	S	8,1	7,5	8,1	straight
34B	393,7	N	from area observation			concave

Podzols soils and podzols developed from Devonian sandstones were transformed in the lower part of concave slope into podzolized brown soils and on the straight slope into acid brown soils

1. SZAFRANEK A. 1989 :Effect of the area relief and parent rock on development of soils from devonian and traissic sanstones of the Świętokrzyski region. Soil Science Annual. 40, 2 : 59 – 81.
2. SZAFRANEK A. 1990. Effect of the area relief and parent rock on development of soils from devonian and traissic sanstones of the Świętokrzyski region. Soil Science Annual. Part II. 41, 3/4 : 157 – 177.
3. SZAFRANEK A. 1992 : Effect of the area relief and parent rock on development of soils from devonian and traissic sanstones of the Świętokrzyski region. Soil Science Annual. Part III. Area relief. Soil Science Annual. 43, 1/2 : 121 – 131.
4. The Classification System of Polish Soils 1989 : Soil Science Annual. 40, 3/4 : 1 – 150 (in polish).

Abiotische Standortbedingungen in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern

Agrarflächen im naturräumlichen und administrativen Standortvergleich

J. THIÈRE¹⁾, J. KIESEL²⁾ unter Mitwirkung von L. LAACKE, M. LENTZ-WOROBEW, L. VÖLKER

Zielstellung

Die Agrarflächen der Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern sollen nach geologischen Bedingungen und nach Substrat-, Hydromorphie- und Hangneigungsverhältnissen vergleichend gekennzeichnet und beurteilt werden. Die Inhalte werden für naturräumliche und administrative Einheiten berechnet und in Beispielen dargestellt.

Datenbasis

- Geologische Übersichtskarten der Länder Brandenburg (Maßstab 1 : 300.000) und Mecklenburg-Vorpommern (Maßstab 1 : 500.000)
- Ergebnisse der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK)
- Gemeindebezogene Ergebnisse der Bodenschätzung (Bodenarten, Ackerzahlen, Grünlandzahlen)

Ergebnisse – Übersicht und Auswahl

- Aggregation der Inhalte der Geologischen Übersichtskarten nach 4 Stufen mit Legendenangleichung zwischen den beiden Ländern und Typisierung der Gemeinden nach geologischen Verhältnissen (Lithologie) zu GEO-GEMTYPEN
- gemeindebezogene Bodenschätzungsergebnisse für aktuelle Gebietsstände der Verwaltungsgrenzen (Neuberechnung)
 - Bodenarten (Ackerland, Grünland, landwirtschaftliche Nutzfläche)
 - Ackerzahlen, Grünlandzahlen, Ertragsmeßzahlen, landwirtschaftliche Vergleichszahlen
 - Flächenanteilklassen für die Bodenarten Sand und Moor
 - vorherrschende Bodenart auf dem Ackerland mit Dominanzgrad
- Substrat-, Hydromorphie-, Hangneigungs- und Steigungsverhältnisse nach Ergebnissen der MMK und davon abgeleitete Beurteilungsgrößen
 - bodenbedingte Anbaueignung
 - bodenbedingte Bewirtschaftungseignung
 - Umwidmungseignung
 - Bodengruppe „Düngung“
 - potentielle Erosionsgefährdung
 - Transformation von Wasserhaushaltsgrößen auf MMK-Kartierungsareale

Die Ergebnisse sind bzw. können für unterschiedliche administrative und naturräumliche Bezugseinheiten berechnet werden (Gemeinden, Ämter und Kreise; Was-

sereinzugsgebiete „Naturräumliche Einheiten nach MEYNEN-SCHMITHÜSEN“; Wirtschaftsräume).

Auf den bearbeiteten thematischen Karten sind die Inhalte für jedes Land gesondert und als Gesamttraum dargestellt. Arealbezug sind entweder Konturen von Kartierungseinheiten oder Gemeindegrenzen.

Schlußfolgerungen

- Die Ergebnisse sind geeignet, beliebige Landschaftsausschnitte nach den bearbeiteten Merkmalen zu charakterisieren und vergleichend zu bewerten
- Nutzung für merkmalsbezogene Regionalisierungen
- areal- und gebietsbezogene Transformationen von Bodenparametern (z.B. Wasserhaushaltsgrößen)
- Untersuchung der Wechselbeziehungen zwischen geologischen Verhältnissen und Bodenbildungen
- durch Darstellung der Ergebnisse bezogen auf administrative Einheiten kann der Eingang von Bodenschutz- und Bodennutzungsfragen in die Politikberatung befördert werden.

Tabelle 1: Geologische Verhältnisse - Aggregation nach Lithologie

Aggregierungsgruppe	Bezeichnung	TF % MVP	TF % BBG
1	Grundmoränenbildungen	48,6	17,7
2	Endmoränenbildungen und Stauchungskomplexe	5,5	6,4
3	Becken- und Stillwassersedimente	6,8	0,9
4	Hochflächensedimente	24,5	25,6
5	Tal- und Niederungsbildungen	4,2	21,8
6	nacheiszeitliche Bildungen	10,4	27,6

TF - Territorialfläche

MVP - Mecklenburg-Vorpommern

BBG - Brandenburg

Tabelle 2: Geologische Substratherkünfte nach Ergebnissen der MMK

Geologische Substratherkünfte	Bezeichnung	TF % MVP	TF % BBG
DS	sandbestimmte diluviale (pleistozäne) Substrate	33,2	56,8
DL	lehmbestimmte diluviale (pleistozäne) Substrate	50,8	18,1
DC	sandlößbeeinflusste diluviale (pleistozäne) Substrate		3,6
AL	alluviale (holozäne) Auensubstrate	0,2	7,5
MO	flach- und tiefgründige Torfstubstrate	15,8	13,7
K	Kippensubstrate		0,2

TF - Territorialfläche

¹⁾ ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Bodenlandschaftsforschung, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

²⁾ ZALF e.V. Müncheberg, Institut für Landschaftssystemanalyse, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg

Tabelle 3: Hangneigungsverhältnisse nach Ergebnissen der MMK

Hangneigungsverhältnisse nach Hangneigungsflächentypen der MMK (NFT)		Flächenanteil (LN) % MVP	Flächenanteil (LN) % BBG
01	eben	43,3	57,9
03	flach	25,2	26,7
05	flach mit mäßig geneigten Anteilen	17,6	9,6
07	flach mit stark geneigten Anteilen	6,4	2,4
09	mäßig geneigt mit stark geneigten Anteilen	4,5	2,4
11	stark geneigt	3,0	1,0
GIS-LN Land ges. (ha):		1.650 242	1.673 070

Tabelle 4: Hydromorphieverhältnisse nach Ergebnissen der MMK

Hydromorphieverhältnisse nach zusammengefaßten Hydromorphieflächentypen (HFT-Z) der MMK	Bezeichnung	LN % MVP	LN % BBG
N	sickerwasserbestimmt	32,8	46,9
SN	staunässebeeinflußt	20,2	3,1
S	staunässebestimmt	7,9	2,1
GS	staunässe-, grund- und sickerwasserbestimmt staunässebestimmt mit Grundwasser grundwasserbestimmt mit Staunässe	10,3	4,3
GN	grundwasserbeeinflußt	4,9	3,9
G	grundwasserbestimmt	23,7	39,7
GIS-LN Land ges. (ha):		1.650 242	1.673 070

Tabelle 5: Bodenbedingte Anbaueignung nach Substrat (SFT)- und Hydromorphieflächentypen (HFT) der MMK

Anbaueignungsklassen (AEK) nach SFT/HFT	Bewertung	Bezeichnung	LN % MVP	LN % BBG
0	sehr hoch	Weizen, Zuckerrüben, Kartoffeln - keine Anbaueinschränkung		
1	hoch	Weizen, Zuckerrüben - mäßige Einschränkungen für Hackfrüchte		
2	hoch	Weizen, Gerste - Hackfrüchte stark eingeschränkt		
3	mäßig	Gerste, Kartoffeln - mäßig starke Einschränkungen für Weizen und Zuckerrüben		
4	gering	Roggen, Kartoffeln		
5	sehr gering	Roggen - keine Hackfrüchte		

Tabelle 6: Häufigkeit der gemeindebezogenen vorherrschenden Bodenart des Ackerlandes (nach Ergebnissen der Bodenschätzung)

Land Mecklenburg-Vorpommern			Land Brandenburg		
Bodenart	Gemeinden		Bodenart	Gemeinden	
	absolut (n)	relativ (%)		absolut (n)	relativ (%)
S	330	33,0	S	919	54,2
SI	115	11,5	SI	407	24,0
IS	356	35,5	IS	214	12,6
SL	118	11,8	SL	55	3,2
sL	80	8,0	sL	8	0,5
L	1	0,1	L	15	0,9
LT	1	0,1	LT	22	1,3
T	0	0,0	T	0	0,0
Mo	0	0,0	Mo	1	0,1
Land gesamt	1001	100	ohne Angaben	55	3,2
			Land gesamt	1696	100

Literatur: beim Autor nachzufragen

Erfassung mesoskaliger Bodenheterogenitäten mit Hilfe flugzeuggestützter Fernerkundung

M. Wehrhan, M. Sommer, M. Zipprich, U. Weller, W. zu Castell & S. Ehrich

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Kenntnis und Deutung der räumlichen Variabilität von Böden und ihrer Eigenschaften ist nicht nur für eine nachhaltige, teilschlagbezogene Bewirtschaftungsweise essentiell (precision agriculture), sondern auch für das pedogenetische Verständnis der Musterbildung auf der Feld- (10^1 m) und Landschaftsskala (10^2 m). Beide Ziele werden in unseren Arbeiten im „Forschungsverbund Agrarökosysteme München“ (FAM) verfolgt. Mit Fernerkundungsverfahren ist es nicht möglich, das Bodenmuster direkt abzubilden. Über den Indikator „ Vitalität der Pflanze“ lassen sich jedoch indirekt Aussagen über die Variabilität von Standorteigenschaften treffen, die in Zusammenhang mit der lokalen Wasser- und Nährstoffversorgung stehen. Multitemporale Untersuchungen können über die Abbildung von Bodenmustern hinaus auch Hinweise auf die zeitliche Dynamik der Standortfaktoren liefern. Das Ziel ist die Bereitstellung einer operationellen Methode zur flächenhaften Abbildung von Bodenheterogenitäten als Eingangsgröße in hierarchisch-faktorielle Ansätze und physikalische Modelle.

MATERIAL UND METHODEN

Das 164 ha grosse Untersuchungsgebiet liegt im oberbayerischen, lößbedeckten Tertiären Hügelland (FAM-Versuchstation „Klostergut Scheyern“), ca. 40 km nördlich von München. In den Jahren 1994 bis 1996 und 2000 wurden Befliegungen der Versuchstation mit einem flugzeuggetragenen DAEDALUS Multispektral - Scanner jeweils gegen Ende der Vegetationsperiode (beginnende Seneszenz) durchgeführt. Die geometrische Auflösung der Bilder beträgt ca. 1m. Als Untersuchungsobjekt wurde Winterweizen ausgewählt, der von den häufig angebauten Getreidearten den höchsten Wasserbedarf aufweist und in der Fruchtfolge im integrierten Landbau alle zwei Jahre angebaut wird. Der Zielparame- ter der Fernerkundung ist der LAI (Leaf Area Index), der mit einem semi - physikalischen Modell aus der spektralen Information im roten, grünen und nahen infraroten Wellenlängenbereich pixelweise und somit flächendeckend berechnet wird (CLEVERS, 1986). Der LAI ist jedoch ein Vegetationsparameter, der kurzfristigen Schwankungen unterliegt. Die Trockenmasse (TM) dagegen ist aussagekräftiger, da gegen Ende der Vegetationsperiode eine enge Beziehung zum Ertrag besteht. Der direkte Zusammenhang zwischen TM und LAI ist durch den Einfluss des Wassergehalts der Pflanzen nur ungenau. Der „Umweg“ über die frische Biomasse (FM) führt demnach zu deutlich besseren Ergebnissen (Abb. 2 a-b). Die Beziehung des LAI zur FM und der TM wird über Punktmessungen (Ground Truth) ermittelt und als Übertra-

gungsfunktion in die Fläche eingesetzt. Als aggregierendes Mass für die hydraulischen Eigenschaften der durchwurzelten Böden wurde die nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (nFk_{we}) verwendet. Die Daten liegen im 50×50 m Raster vor (SCHEINOST, 1994; SŁNOWSKI, 1995; s. auch <http://www.gsf.de/FAM/bis.html>). Exemplarisch werden im Folgenden die Ergebnisse für das Feld A15 aus den Befliegungsjahren 1994 und 2000 dargestellt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Die Abb. 1a - b zeigen den modellierten LAI auf dem A15 im Abstand von 6 Jahren. Auffällig ist die starke kleinräumige Differenzierung innerhalb des Feldes. Im nur 4,74 ha grossen A15 reicht die Spanne der LAI - Werte von < 1 bis > 7 , obwohl homogen bewirtschaftet wurde. Ob die Muster des LAI eine zeitliche Stabilität aufweisen, lässt sich nur über den multitemporalen Vergleich einschätzen. In beiden Jahren bleiben die wesentlichen Muster erhalten. Im Jahr 2000 ist für den grössten Flächenanteil (bezogen auf alle untersuchten Felder) ein Trend zu höheren LAI - Werten festzustellen. Ausnahmen bilden Bereiche wie im südwestlichen Teil des A15. Die Ursache ist primär im unterschiedlichen Witterungsverlauf der beiden Jahre zu suchen. 1994 ist mit 363 mm Niederschlag im 1. Halbjahr als sehr trocken einzustufen. Im selben Zeitraum fielen 443 mm im Jahr 2000. Darüberhinaus wurde die Düngung auf A15 von 178 auf 202,5 Kg N/ha erhöht. Abb. 2 a zeigt aber auch, dass die Beziehung zwischen geschätztem LAI und FM zeitlich nahezu invariant ist, was auf die Möglichkeit einer Reduktion der notwendigen Bodenmessungen im Sinne eines schnellen, operationellen Verfahrens schliessen lässt. Erwartungsgemäss ändert sich das Verhältnis der FM zur TM durch Unterschiede in der Wasser- und Nährstoffversorgung.

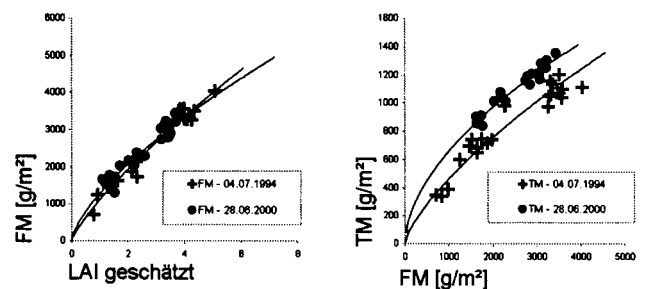


Abb. 2 a-b: Empirische Beziehung des geschätzten LAI zur FM (a) und der FM zur TM (b) in den Jahren 1994 und 2000.

Über die ermittelten Funktionen auf der Basis der Punktmessungen am Boden lässt sich die TM flächenhaft für alle Winterweizen Felder berechnen. Dadurch wird die Anzahl der auswertbaren Rasterpunkte vervielfacht. Die **Beziehung zu bodenbedingten Standorteigenschaften** wie der nFk_{we} muss vor dem Hintergrund gesehen werden, dass es sich um ein dynamisches System handelt. Weder die TM noch die nFk_{we}

sind zeitlich invariante Grössen, die durch einen funktionalen Zusammenhang beschrieben werden können. Die Reaktion der Pflanzen aber auch der effektive Wurzelraum wird durch Schwankungen der Wasser- und Nährstoffversorgung beeinflusst. Daher kann aus der fernerkundlich bestimmten TM nur eine „scheinbare“ oder „annuelle“ nFk_{We} abgebildet werden. Der Einfluss der Düngung kann durch die Aufnahme in ein multiples Regressionsmodell kompensiert werden. Für die beiden Untersuchungsjahre ergeben sich daraus folgende Beziehungen:

$$nFk_{We} = 38,16 + 0,077 * TM + 0,17 * \text{Düngung} \quad (1994)$$

$$nFk_{We} = -14,13 + 0,104 * TM + 0,19 * \text{Düngung} \quad (2000)$$

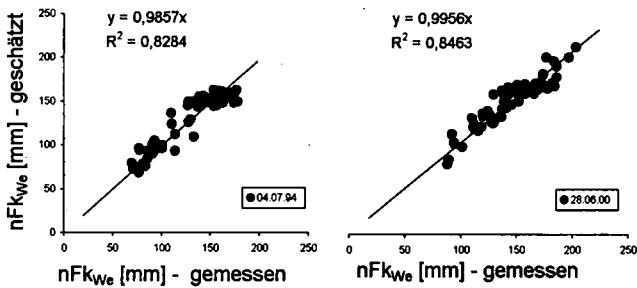


Abb.3 a-b: Beziehung der gemessenen nFk_{We} zur geschätzten nFk_{We} mit multipler Regression aus fernerkundlich bestimmter TM und Düngung für 94' (a) und 00' (b).

Die Anwendung der Übertragungsfunktionen zeigt eine den Vegetationsparametern entsprechende räumliche Verteilung der scheinbaren nFk_{We} (Abb. 4 a-b). Wesentliche Merkmale der annualen Unterschiede sind bereits für die LAI - Karten beschrieben worden (s.o.). Eine Verdeutlichung der Unterschiede zwischen den beiden Jahren ist durch die Berechnung der Differenzen möglich (Abb. 5). Aus der Rasterkartierung sind die Bodenformen in den Bereichen mit unterschiedlicher Reaktion der Pflanzen auf das Witterungsgeschehen bekannt. Positive Abweichungen treten im feuchten Jahr auf Kolluvials und tiefgründigen Braunerden a. Lößlehm mit nFk_{We} - Werten > 160 mm auf. Die Braunerden a. mittel - und feinsandigem OSM - Material mit mittlerer nFk_{We} weisen keine bis wenig Veränderungen auf. Die gleiche Reaktion ist auf den stark kiesigen und sandigen Braunerden a. OSM - Material mit sehr niedriger nFk_{We} zu beobachten. Die stark negativen Abweichungen bis zu 40 mm im westlichen Teil des A15 sind mit der Verbreitung von Böden mit Pseudovergleyungsmerkmalen assoziiert. Somit kann generell festgestellt werden, dass eine Verbesserung der Wasser- und Nährstoffversorgung keine durchweg positiven Auswirkungen auf die Standortqualität bedeutet. Im einzelnen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

1. Die Kolluvien und tiefgründigen Braunerden weisen bei entsprechender Wasserversorgung eine verbesserte Durchwurzelbarkeit mit entsprechend höherem Ertragspotential in feuchten Jahren auf.
2. Die Braunerden a. OSM - Material reagieren kaum auf annuelle Veränderungen. Die Struktur der Böden erlaubt auch in trockenen Jahren ausreichende Durchwurzelung mit Erträgen auf mittlerem Niveau
3. Das Ertragspotential der stark kiesigen und sandigen Standorte ist unabhängig von Veränderungen der Wasser- und Nährstoffversorgung als sehr gering einzustufen.

4. Die starken Schwankungen der Standortqualität auf den pseudovergleyten Kolluvials und Braunerden ist mit Einschränkungen der Durchwurzelung durch Luftmangel in feuchten Jahren erklärbar (SOMMER ET AL., 2001).

Die Ergebnisse zeigen, dass die Pflanze ein sensibler Indikator für Standorteigenschaften ist. Fernerkundungsmethoden ermöglichen neben der räumlichen Abbildung kleinskaliger Heterogenitäten von Vegetationsparametern auch weiterreichende Rückschlüsse über den Boden in seiner Funktion als Wasser- und Nährstoffversorger des durchwurzelbaren Raumes.

LITERATUR

Clevers, J.P.W.G. 1986. Application of remote sensing to agricultural field trials. Agricultural University Wageningen Papers, 86-4.

Scheinost, A. 1994. Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Diss. TU München.

Sinowski, W. 1995. Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften. Diss. TU München.

Sommer, M. et al. 2001. Vortrag auf der DBG-Jahrestagung in Wien (Kom. V), dieser Band.

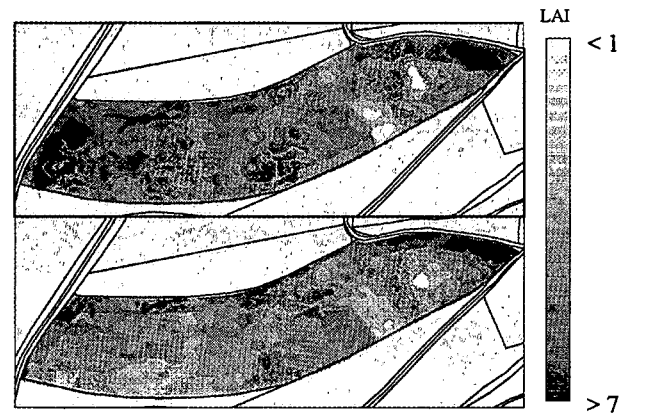


Abb. 1 a-b: Modellierter LAI. Feld A15; 1994 (a) und 2000 (b)

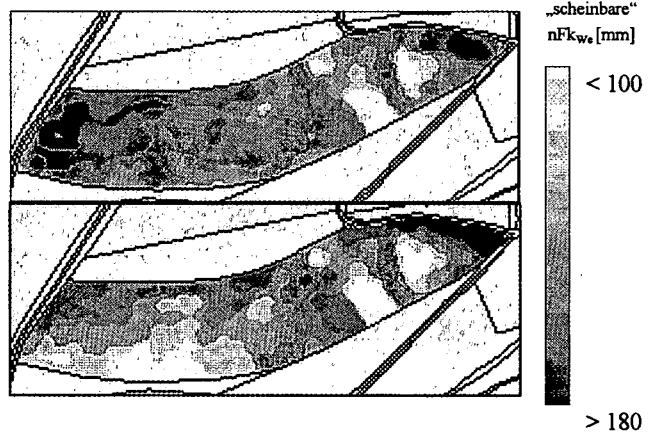


Abb. 4 a-b: Aus Regressionsmodellen abgeleitete „scheinbare“ nFk_{We} ; 1994 (a) und 2000 (b).

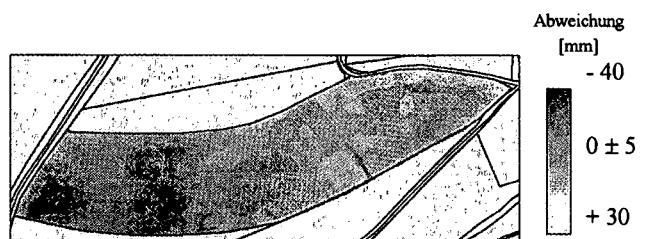


Abb. 5: Differenzbild aus Abb. 4 a und b

Verhärtete Vulkanascheböden (Tepetaten): bodengenetiche oder soziale Gründe der Bodenerosion im zentralen Hochland von Mexiko?

von
Gerd Werner

Einleitung

Vulkanascheböden in semiariden bis semihumiden Klimaten Lateinamerikas weisen in den unteren Bodenhorizonten häufig geringe mineralische Anreicherungen auf, die, wenn sie durch Bodenerosion an die Oberfläche gelangen, irreversibel verhärteten. Eine land- oder forstwirtschaftliche Nutzung ist i.d.R. auf diesen Böden dann nicht mehr möglich. Über das Phänomen der Verhärtungslagen in Vulkanaschen – besonders über ihre Verbreitung, ihre Genese und ihre Devastierung als Folgen der Bodenerosion – wurde in den letzten 10 Jahren auf drei internationalen Symposien in den Jahren 1991, 1994 und 1996 und berichtet (SMCS, 1992; ORSTOM, 1997; QUANTIN et al., 1994). Die Probleme dieser Böden sind der Land- und Forstwirtschaft seit Jahrzehnten bekannt und Bodenkundler vieler Länder beschäftigen sich seit gut 30 Jahren mit ihnen. Mit dieser Arbeit wird versucht eine Antwort auf die Frage zu geben, wer der „Schuldige“ an der Boden- und damit an der Landschaftszerstörung in den Vulkanengebieten Lateinamerikas ist: die Bodenentwicklung oder der Mensch?

Material und Methoden

Bodenabtrag und Oberflächenabfluß auf rehabilitierten, verhärteten Vulkanascheböden, sog. Tepetaten, wurden unter verschiedenen Bearbeitungsmaßnahmen unter Maisbeständen (dem Grundnahrungsmittel Mexikos) untersucht. Neben mikromorphologischen Forschungen zur Bodengenese wurden Untersuchungen zu: Wassergehalt, Verschlammungsneigung, Infiltrationsrate, Eindringwiderstand und Vegetationsbedeckung durchgeführt. Darüber hinaus wurden Kleinbauern befragt, die seit unterschiedlichen Jahren (5, 10, 15 und 20 Jahren) rehabilitierte Tepetateflächen wieder nutzen, um Hinweise für eine weitere Degradation von bereits rehabilitierten Parzellen zu erhalten. Proben dieser Parzellen

wurden hinsichtlich ihrer Eigenschaften zur Bodenstruktur (Aggregatstabilität, hydraulische Leitfähigkeit, Porengrößenverteilung) untersucht.

Ergebnisse (Zusammenfassung)

a) bodengenetiche Untersuchungen

Zusammen mit Ton und Carbonaten wird SiO_2 aus dem Oberboden in tiefere Bodenhorizonte unter den gegebenen klimatischen Bedingungen des zentralmexikanischen Hochlands verlagert (POETSCH; 2001). An Beispielen von Bodenprofilen wird die Stratigraphie einer Vulkanaschensequenz und die Verlagerungsmechanismen während der Bodenbildungsphasen im jüngeren Quartär erläutert.

b) Bodenerosion

die Abträge liegen bei ca. 50 t/ha/Jahr auf „normalen Ackerböden“ aus Vulkanaschen; werden die Verhärtungslagen (Tepetaten) rekultiviert, steigen die Bodenverluste auf Werte zwischen 90 und 130 t/ha/Jahr, abhängig von der Niederschlagserosivität (BAUMANN, 1996).

c) soziale Zwänge der Kleinbauern

Der Problematik der landwirtschaftlichen Nutzung von Vulkanascheböden wird besondere Bedeutung beigemessen und Beispiele für eine nachhaltige Nutzung der freigelegten Verhärtungslagen nach deren Rekultivierung durch die Kleinbauern gezeigt, denn Defizite in der Technik der Rekultivierungsmaßnahmen beeinträchtigen deren Nachhaltigkeit. Wegen fehlender Beratung durch die Regierung bei Rekultivierungsprogrammen von verhärteten Vulkanascheböden werden die Campesinos nicht angehalten bodenschonende Bearbeitungsmaßnahmen anzuwenden, zumal ihnen einerseits die Kenntnisse dazu fehlen, andererseits werden sie auch nicht in Regierungsprogramme zur Rehabilitierung von Tepetaten eingebunden. Auf der Basis dieser Erkenntnisse wird analysiert, welche Degradat-

ionsprozesse durch die Entwicklung und/oder Selektion ortsgebundener, spezifischer Bodenkonservierungspraktiken eliminiert und welche Erhaltungsmaßnahmen angestrebt werden sollten.

Schlußfolgerungen

Im zentralmexikanischen Hochland verursachen bodengenetische Prozesse in Vulkanaschen ein Potential zur Bildung von Verhärtungslagen (Tepetaten) in Unterbodenhorizonten

Wenn durch Bodenerosion solche Unterbodenhorizonte an die Oberfläche gelangen, verhärten sie durch Austrocknung irreversibel und sind nur durch teure Rehabilitationsmaßnahmen später land- und forstwirtschaftlich noch nutzbar.

Seit ca. 3500 Jahren betreibt der Mensch Ackerbau auf Vulkanascheböden im Hochland von Mexiko und verursacht Bodenerosion, die bis zur europäischen Conquista im Jahr 1519 aus heutiger Sicht noch als „tolerierbar“ angesehen werden kann.

Nach der Umstellung der indianischen Landwirtschaft (Ackerbau) in den ersten Jahrzehnten der Kolonialzeit auf die den Einheimischen unbekannte Tierproduktion bei gleichzeitigem Rückgang der einheimischen Bevölkerung wurden keine Erosionsschutzmaßnahmen mehr betrieben; die Ackerterrassen (metepantli) verfielen.

Die Industrialisierung ab Mitte des 19. Jh. basiert auf der Einführung der Dampfmaschine; im kohlearmen Mexiko wurden große Teile der Bergwälder des Hochlandes dem Energiebedarf der Eisenbahn und der Textilindustrie geopfert.

Seit den 50er Jahren des 20. Jahrhunderts kommt es in Mexiko zu einer Bevölkerungsexplosion; Mexiko muß seit 1960 das Grundnahrungsmittel Mais einführen, da die Bevölkerung auch auf dem Land bei weitem schneller wächst, als die Nahrungsmittelproduktion gesteigert werden kann.

Zwangsläufig folgt eine weitere Intensivierung des Ackerbaus auf Kosten der Bergwälder, die auf labilen Vulkanaschen stocken und sie vor Abtrag schützen. Die Wälder fallen der Nachfrage nach Ackerland zum Opfer. Die erosionslabilen Andosols und Cambisols werden bis auf die sterilen Verhärtungslagen ihrer Unterbodenhorizonte durch die Erosion abgetragen. Die Folge: ver-

stärkter Landmangel wegen geringerer oder fehlender Produktionsfläche.

Antwort auf die eingangs gestellte Frage: Die sozialen Verhältnisse der Menschen im zentralen Hochland von Mexiko überlagern deutlich die bodengenetisch veranlagte Prägung der Vulkanascheböden als Ursache der Bodenerosion.

Danksagung:

Die Untersuchungen wurden durch die Forschungsprojekte TS3*CT93-0252 der Kommission der Europäischen Union sowie durch das WTZ-Projekt MEX-00/014 des Internat. Bureau des BMBF finanziell unterstützt.

Literatur:

BAUMANN, J. (1996): Die Wirkung der Tieflockerung auf Erodierbarkeit und Ertragspotential verhärteter Vulkanascheböden im Staat Tlaxcala/Mexiko.- *Boden und Landschaft*: 10, 208 S., 27 Abb., 52 Tab., Gießen

ORSTOM (Ed.)(1997): *Memorias del III. Simposio Internacional sobre Suelos Volcánicos Endurecidos* (Dic. 1996), Quito, Ecuador

POETSCH, Th. (2001): Kieselgelformen und Dynamik in einem Tuff-Bodenkomplex. Ergebnisse mikromorphologischer Untersuchungen im Zentralen Hochland von Mexiko.- *Mitteilgn. DBG 2001* (Bodenkundlicher Kongreß der Deutschen und Österreichischen Bodenkundlichen Gesellschaft (in diesem Band))

QUANTIN, P., PRAT, C. & H. ARIAS (Ed.) (1994): *Indurated Volcanic Soils, Uses and Management. Symposium ID-13, Transactions 15th World Congress of Soil Science, Vol. 6a: Commission V: Symposia, p.428 – 610, Acapulco, Mexico*

SMCS (Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo) (Ed.) (1992): *Suelos Volcánicos Endurecidos.- Primer Simposio Internacional, México 20-26 de octubre de 1991.- Terra, Vol. 10 (Núm. especial), 572 p, UACH, Chapingo, Edo. de México*

Bodenfunktionsbewertung als Beitrag des vorsorgenden Bodenschutzes für die mittlere Planungsebene

Ergebnisse aus dem von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Verbund-Projekt „Regionalisierende Erfassung und Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen als Fachbeitrag Boden zur Integration in die Landschaftsrahmen-/Regionalplanung“

W. Werwer¹, H.-P. Blume² & R. Zölitz-Möller³

Zielsetzung

Ziel des Vorhabens war es - exemplarisch für ausgewählte Untersuchungsgebiete eines Planungsraumes in Schleswig-Holstein - bestehende, GIS-gestützte Verfahren zur regionalisierenden Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen auf ihre Anwendbarkeit hin zu überprüfen. Neben der *Regelungs-*, der *Lebensraum-* und der *Produktionsfunktion* wurde auch die *Archivfunktion* berücksichtigt.

Auf den Ergebnissen des Praxistests aufbauend sollen schließlich Empfehlungen für ein Gesamtkonzept zur Bewertung der ökologischen Bodenfunktionen formuliert und Wege aufgezeigt werden, die eine Integration von - aus Sicht des vorsorgenden Bodenschutzes - prioritären Inhalten in die Landschaftsrahmenplanung- und Regionalplanung besser als bisher ermöglichen.

Untersuchungsgebiete

Drei repräsentative Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein sind für die Projektrealisierung ausgewählt worden:

Für den ländlichen Bereich die Meßtischblätter *Stolpe (Östliches Hügelland)* sowie *Bad Bramstedt (Geest)*, für den urbanen Bereich die Stadt *Eckernförde im Östlichen Hügelland*.

Datengrundlagen

Als Datengrundlage sind folgende *digital verfügbare* und für die *mittlere Maßstabebene nutzbare Daten* eingesetzt worden:

- Bodenkarten im Maßstab 1:25.000 (BK 25) / Stadtbodenkarte Eckernförde (i. M. 1:12.500)
- Bodenübersichtskarte im Maßstab 1:200.000 (BÜK 200)
- ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem)
- Bodenkundliche Profilbeschreibungen des Landesamtes für Natur und Umwelt
- Daten der Reichsbodenschätzung (ergänzend)

Methodik

Nach einer *Analyse der Verfügbarkeit bodenbezogener Grundlagendaten* sowie deren *Verwendbarkeit* für Bodenfunktionsbewertungen auf mittlerer Maßstabebene sowie einer Vorprüfung unterschiedlicher Varianten zur *Regionalisierung der Ergebnisse von Bodenfunktionsbewertungen* erfolgte die *Methodenanwendung* unter Verwendung der in Tabelle 1 genannten Aspekte.

Tab. 1: Angewendete Methoden zur Bewertung der Bodenfunktionen

BODENFUNKTION	ASPEKT	QUELLE
PRODUKTIONSFUNKTION (Eignung)	Standort für Kulturpflanzen Ertragszahlen Landwirtschaftliches Ertragspotential Standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotential	LEHLE et al. (1995) VOERKELIUS et al. (1989) ARGUMENT (1995) MÜLLER (1997)
PRODUKTIONSFUNKTION (Empfindlichkeiten)	Erodierbarkeit Verschlammungsneigung Potentielle Verdichtungsempfindlichkeit	KA4 MÜLLER (1997) MÜLLER (1997)
LEBENSRAUMFUNKTION	Standort für die natürliche Vegetation Biotopotential Biotopotential	LEHLE et al. (1995) ARGUMENT (1995) MÜLLER (1997)
REGELUNGSFUNKTION (Wasserhaushalt)	Ausgleichskörper im Wasserkreislauf Wasserrückhaltevermögen Grundwasserneubildung	LEHLE et al. (1995) ARGUMENT (1995) ARGUMENT (1995)
REGELUNGSFUNKTION (Stoffhaushalt)	Filterfunktion Schwermetallimmobilisierung Immobilisierung organischer Schadstoffe Nitratwaschgefährdung	VOERKELIUS et al. (1989) ARGUMENT (1995) ARGUMENT (1995) MÜLLER (1997)
ARCHIVFUNKTION	Seltene und besonders schützenswerte Geotope; Schutzwürdige Bodenformen (Lapro SH)	MUNF SH (1999)

Die Bearbeitung der Sachdaten und Zuordnung zu den räumlichen Daten erfolgte mit *Access/Excel*; die Verknüpfung der räumlichen Daten sowie die kartographische Ergebnisausgabe erfolgte vornehmlich unter *ArcView*.

Eine Ergebnisanalyse durch Verschneiden der Ergebniskarten miteinander bildet den Abschluss der Methoden-anwendung: Die Ergebnisse werden

- unter methodischen Aspekten,
- unter naturräumlichen Aspekten und
- unter Berücksichtigung des Maßstabs der zugrundeliegenden Bodenkarten (BK 25/ BÜK 200)

miteinander verglichen und ausgewertet.

Eine Vorauswahl an bestehenden Gesamtkonzeptionen, die neben unterschiedlichen fachlichen Ansätzen für Bodenfunktionsbewertungen zum Teil darüber hinausgehende weitere Operationalisierungen bis hin zur Formulierung planerischer Handlungsansätze vorschlagen, bildete den Rahmen der Anwendung. Unter Berücksichtigung a) der in den Konzepten genannten Ansätzen, b) den erzielten Ergebnissen der Methoden-anwendung sowie c) dem Status Quo und

¹ Ökologie-Zentrum Kiel, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Schauenburgerstr. 112, 24118 Kiel
wiebke-w@wundl.uni-kiel.de

² Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität Kiel, Hermann-Rodewald-Str. 2, 24118 Kiel
hblume@soils.uni-kiel.de

³ Institut für Geographie, Ernst Moritz Arndt Universität Greifswald, Jahnstr. 16, 17487 Greifswald
zoelitz@mail.uni-greifswald.de

neuen Tendenzen bezüglich der Berücksichtigung von Bodenschutzaspekten in der Landschaftsrahmen- und Regionalplanung werden Empfehlungen für eine verbesserte Integration von Belangen des vorsorgenden Bodenschutzes in die Planungspraxis auf mittlerer Maßstabebene vorgeschlagen.

Ergebnisse

Exemplarisch werden die Ergebnisse für den Aspekt Cadmiumbindungspotential für das Meßtischblatt Bad Bramstedt dargestellt.

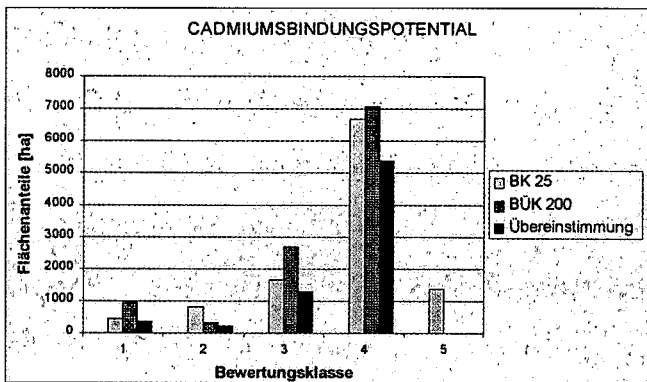


Abb. 1: Auf die Bewertungsklassen entfallende Flächenanteile bei BK 25 und BÜK 200 sowie die Klassenübereinstimmung (gesamt) für den Aspekt Cadmiumbindungspotential

Tab. 2: Auf die Bewertungsklassen entfallende Flächenanteile bei BK 25 und BÜK 200 sowie die räumliche Klassenübereinstimmung (Aspekt: Cadmiumbindungspotential).

Cadmiumbindungsvermögen		Flächenanteile BÜK 200 [ha]					
		Bewertungsklasse					
Flächenanteile BK 25 [ha]	Bewertungsklasse	1	2	3	4	5	ohne
		-	1	362,2	89,9	-	-
-	2	597,4	223,4	-	-	-	0,2
-	3	-	1,2	1273,1	371,8	-	1,6
-	4	-	-	1295,5	5377,9	6,3	1,1
-	5	-	-	100,1	1268,9	-	0,1
-	ohne	8,2	10,4	26,5	52,8	-	1117,0

Die Vorprüfung hat ergeben, daß trotz der hohen Heterogenität der betrachteten ökologischen Parameter innerhalb der in der BK 25 ausgewiesenen Bodeneinheiten, für die meisten relevanten Kennwerte brauchbare Ergebnisse für die mittlere Maßstabebene erzielt werden können; dies gilt insbesondere für jene Parameter, die aus der Bodenform ableitbar sind.

Generell problematisch erweist sich hingegen die - für die meisten Aspekte wesentliche - Einstufung der Hydromorphie sowie die Zuordnung von pH-Werten. Eine grobe Abschätzung der aktuellen Hydromorphiesituation ebenso wie des pH-Regimes wird über eine Ableitung aus der Nutzung (ATKIS) möglich.

Die Anwendbarkeit der betrachteten Bewertungs-algorithmen ist i. d. R. wesentlich mehr von der (digitalen) Verfügbarkeit der Grundlegendaten sowie der fachlich begründeten Zuordnung der in den jeweiligen Methoden vorgesehenen Parametern abhängig als von der Methodik selbst.

Schlussfolgerungen

Ein Großteil der geprüften Methoden zur Bodenfunktionsbewertung erlaubt bei entsprechend vorhandener Datengrundlage für die mittlere Planungsebene sowohl inhaltlich als auch räumlich hinreichende Ergebnisse:

- Als bodenkundliche Datengrundlagen sind digitale Bodenkarten i. M. 1:50.000 - 1:100.000 als optimal einzustufen.
- Den Vorteilen der BÜK 200 (bundesweit einheitliche Konzipierung, mittelfristig flächendeckende digitale Verfügbarkeit) stehen die mit der Aggregation der ausgewiesenen Bodeneinheiten einhergehenden Schwächen der höheren Generalisierung gegenüber. Letzteres muß bei Nutzung der BÜK 200 durch entsprechende Anpassungen berücksichtigt werden:
Beispielsweise kann dem höheren Generalisierungsgrad dadurch begegnet werden, daß a) Bewertungen nicht wie oft üblich 5-stufig, sondern - auch aus planerischen Aspekten auf dieser Maßstabebene durchaus erwünscht - dreistufig durchgeführt werden und daß b) auszuweisende Raumkategorien durch entsprechende, auf den höheren Generalisierungsgrad verweisende Symbolik gekennzeichnet werden.
- Die Ergänzung der bodenkundlichen Informationen mit weiteren - für die Bewertungen erforderlichen - Informationen durch Verschneiden der genannten Bodenkarten mit den flächendeckend digital verfügbaren ATKIS-Daten und/oder mit einem digitalen Höhenmodell erhöht die inhaltliche und räumliche Aussage-schärfe. Ähnliches gilt für die Verwendung von Bodengesellschaftskarten mit Wasserscheiden als Hauptgrenzen.
- Der weitere Ausbau von Umweltinformationssystemen, eine stärkere Planungsorientierung und weitere, länderübergreifende Anpassungen in den Bereichen ‚Datenerhebung‘, ‚Datenhaltung‘ und ‚Datenverarbeitung‘ sowie fachlich gestützte Standardisierungen und systematische Weiterentwicklungen bestehender Bewertungsmethoden werden als erforderlich angesehen, um Bodenfunktionsbewertungen als wesentliches Element flächendeckender Bodenschutzprogramme und -maßnahmen in der Planung etablieren zu können.

Zitierte Literatur

ARGUMENT GMBH (1995): Operationalisierung der Bodenfunktionen unter dem Gesichtspunkt der Bodennutzung und der Bodeneigenschaften - am Beispiel des Kreises Oberhavel - Abschlußbericht. Im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg.- Kiel

LEHLE, M.; BLEY, J.; MAYER, E.; VEIT-MEYA, R. & VOGL, W. (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. In: UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Luft-Boden - Abfall, H. 31

MUNF (MINISTERIUM FÜR UMWELT, NATUR UND FORSTEN DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN) (Hrsg.) (1999): Landschaftsprogramm Schleswig-Holstein.- Kiel

MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz - Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS).- Hannover

VOERKELIUS, U.; SPANDAU, L.; WEINBRUNN, R. & ZILBAUER, G. (1989): Bodenschutz - Mögliche Anwendungen eines Bodeninformationssystems. Operationalisierung der Bodenfunktionen als Bilanzgrößen am Beispiel eines ausgewählten Raumes. UBA-Texte 8/89.- Berlin

Reduktosole aus Rückständen der Strandreinigung an der Ostseeküste

H. Wetzel*, H. Fleige, M. Dahlhaus

Einleitung

In den sechziger Jahren wurden Verunreinigungen (Treibsel) der schleswig-holsteinischen Ostseestrände zum Teil in unregelmäßiger Weise in der Landschaft deponiert. Im Forst der Scharbeutzer Heide (2 km westlich der Ostseeküste) befindet sich eine solche Deponie als aufgefülltes Toteisloch. Die Rückstände der Strandreinigung, die den eigentlichen Deponiekörper darstellen umfassen in heterogener Anordnung natürliche Materialien wie Sande, Muschelschalen, Schneckenhäuser, Seetang und Seegras sowie Plastik, Glasabfälle und Zigarettenkippen als typische anthropogene Abfälle. Teile der Deponie sind mit einem Auftrag aus Substraten der unmittelbaren Umgebung der Deponie abgedeckt (Geschiebelehne und -sande). Innerhalb des Deponiekörpers haben sich Ocker-Reduktosole entwickelt (BLUME 1997). Noch heute, 35 Jahre nach der Deponierung (mdl. Mittlg. des Forstamtleiter) ist ein Großteil der Deponie (1500 m²) nur mit krautigen Pflanzen bewachsen. Für die ausbleibende Etablierung von verholzten Pflanzen werden bei Reduktosolen zum einen hohe Mangankonzentrationen, hohe Reduktgaskonzentrationen oder aber die Sauerstoffmangelsituation an sich als Ursache ausgemacht. Bevor eine Überprüfung oder Ergänzung der genannten Ursachen erfolgen kann steht eine genaue Analyse der räumlichen Heterogenität der Deponie im Vordergrund. Dies ermöglicht die zukünftigen Messreihen des Stoff- und Wasserhaushaltes gezielt vorzunehmen.

Methode

Zur genaueren Charakterisierung der räumlichen Heterogenität der Deponie wurde sowohl ein Leitprofil (LP) horizontweise in gestörter und ungestörter Lagerung als auch eine Rasterbeprobung (5m Rasterabstand) des Oberbodens des Deponiekörpers durchgeführt (Abb.1).

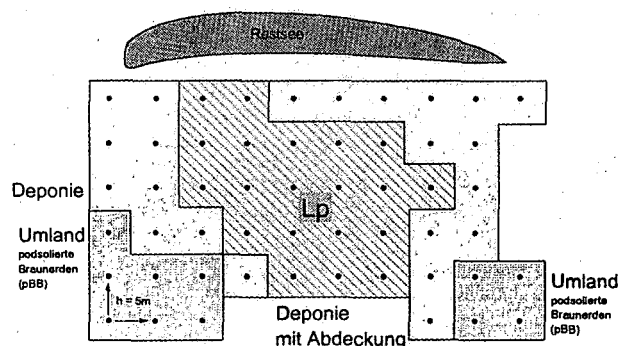


Abb.1: Lage des Leitprofils und der Rasterbeprobung auf dem Deponiekörper

An dem gestörten Probenmaterial wurden die Bodenreaktion (pH), austauschbare Kationen (KAK_{eff}), oxalatlösliche Gehalte an Eisen und Mangan (Fe_{ox}, Mn_{ox}), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Gesamtstickstoff (N_t), gravimetrischer Skelettgehalt (> 2mm) und Körnung bestimmt.

Die Trockenrohdichte (ρ_t), gesättigte Wasserleitfähigkeit (k_f), Luftleitfähigkeit (k_L) und die Porengrößenverteilung wurden an den ungestörten Proben ermittelt.

Als geostatistisches Verfahren zur Erkundung der räumlichen Strukturen ausgewählter Kenngrößen kam die Variogrammanalyse zum Einsatz. Die Berechnungen wurden mit der Software "VARIOWIN 2.1" durchgeführt (PANNATIER 1994).

Ergebnisse und Diskussion

Das Leitprofil ist als Regosol über Ocker-Reduktosol anzusprechen. Die auf der ganzen Deponie anzutreffenden Reduktosole sind "anthropogene Böden" aus quasi-natürlichem Ausgangsmaterial.

Die gesättigten Wasserleitfähigkeiten und die Luftleitfähigkeiten sind in der Abdeckung mit sehr geringen respektive geringen Werten (DVWK 1997) um zwei oder eine Zehnerpotenz kleiner als die entsprechenden Werte im Bereich des Deponiekörpers. Die Deponieabdeckung stellt daher eine Barriere für den Gasaustausch dar und könnte damit die Reduktosol-Dynamik fördern/stabilisieren (Abb.2). Dies zeigt auch die Anreicherung an oxalatlöslichem Eisen und Mangan im untersten Horizont der Abdeckung sowie die in Relation zum darunterliegenden sandigen Deponiematerial erhöhten Gehalte im IIIYo.

Der Skelettgehalt als ein pedogen kaum veränderliches Merkmal über einen Zeitraum von 35 Jahren ist ein guter Indikator für den räumlichen Effekt den die Deponieabdeckung erzeugt. Es zeigt sich, dass bis zu einem Punktabstand von 20m eine zunehmende Semivarianz zu beobachten ist. Nach einem starken Rückgang der Semivarianz im Bereich von 25 bis 30m ist ein erneuter kontinuierlicher Anstieg der Semivarianz ab Punktabständen größer 30m zu beobachten (Abb.3). Der Abstand von 20m entspricht dem mittleren Durchmesser der Deponieabdeckung. Die räumliche Struktur von oxalatlöslichem Mangan und eingeschränkt von Eisen (nicht abgebildet) ist in starkem Maße von der Deponieabdeckung beeinflusst. Im Unterschied zum Skelettgehalt ist aber bei dem oxalatlöslichen Mangan in beiden Tiefen kein Wiederanstieg zu erkennen. Dies deutet darauf hin, dass sich die Randbereiche der Deponie bezüglich der amorphen Mangangehalte deutlich ähnlicher sind als die inneren Bereiche der Deponie.

*Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde der Christians-Abrechts-Universität Kiel, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

Pedogene Neubildungen dagegen wie es der organische Kohlenstoff und die damit verbundene Modulation der Bodenreaktion im Ah-Horizont darstellen führen zu einer Erhöhung der räumlichen Strukturabhängigkeit über den gesamten Deponiekörper. Die Untersuchungen der Reduktosol-Dynamik müssen diesen räumlichen Strukturen dahingehend Rechnung tragen, dass sie die Raumelemente des Randbereichs, der Deponie ohne Abdeckung und der Deponie mit Abdeckung jeweils getrennt erfassen.

Literatur

Blume, H.-P. (1997): Reduktosole – eine neue Klasse der deutschen Bodensystematik. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. 85, III, 1103-1106
 DVWK (1997): Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil II: Auflastabhängige Veränderung von bodenphysikalischen Kennwerten. Merkblätter 235/1997.
 Pannatier, Y (1996): Variowin – Software for Spatial Data Analysis in 2D. Springer-Verlag, Berlin. 91S.

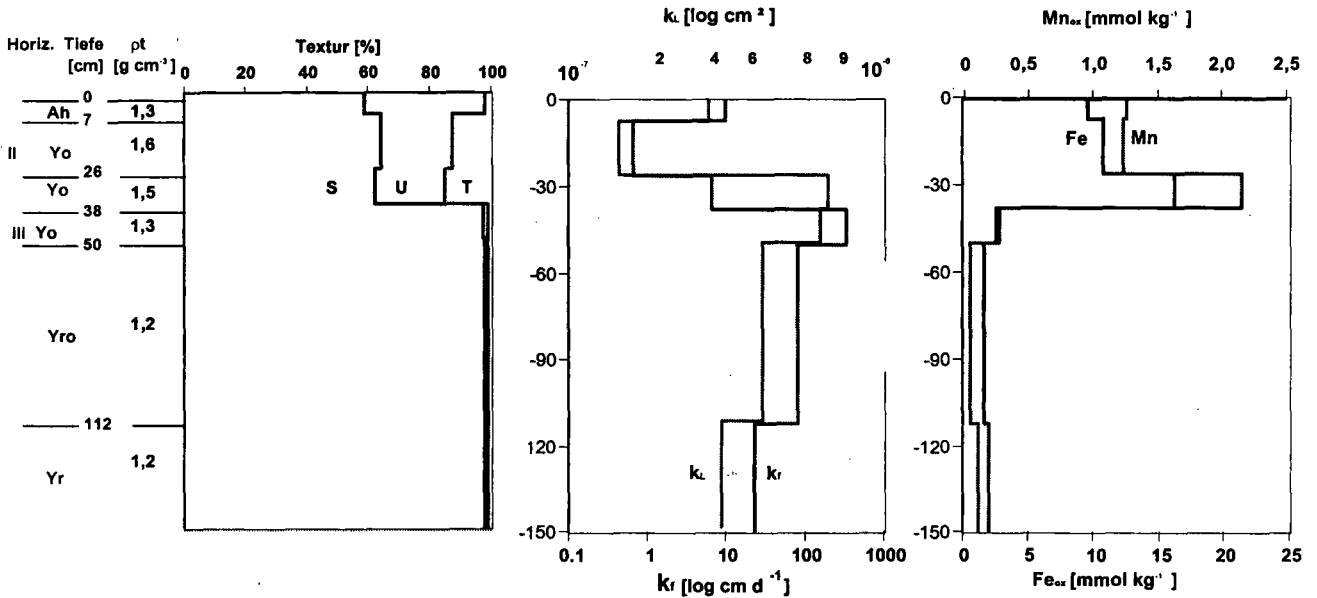


Abb.2: Physikalische und chemische Eigenschaften des Regosol über Ockerreduktosol (Lp)

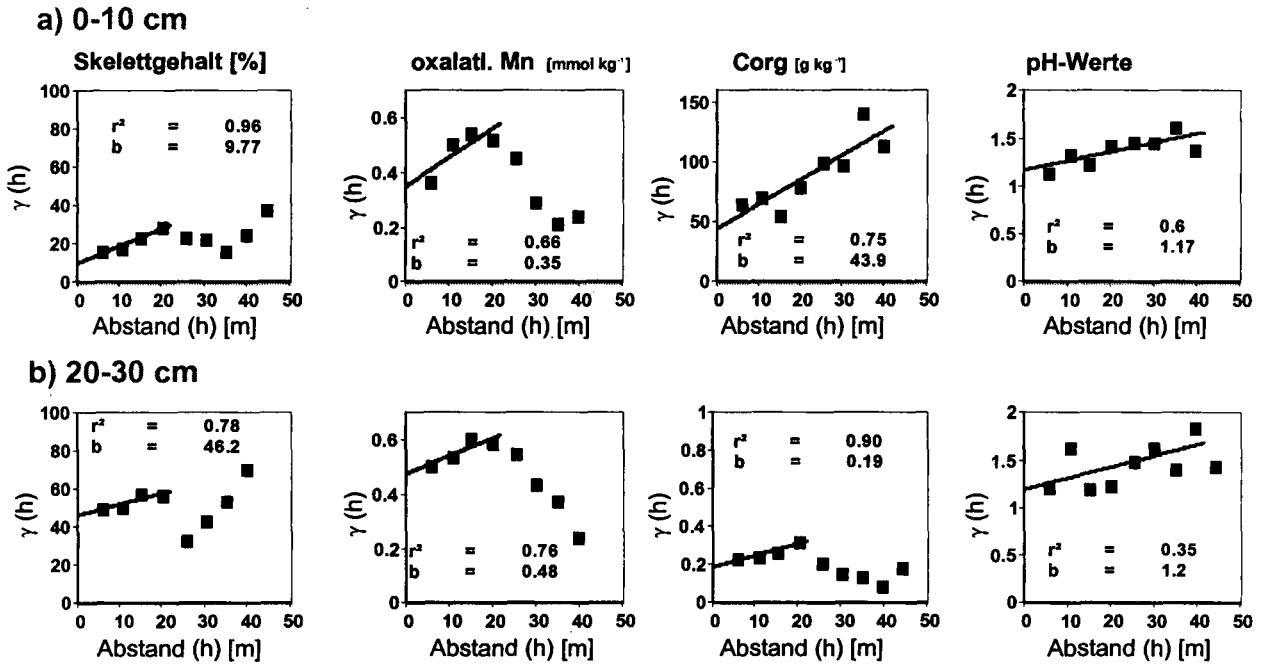


Abb.3: Semivariogramme ausgewählter Eigenschaften der Reduktosole aus Rückständen der Strandreinigung (Rasterabstände von 5m)

Stadtgeologische Kartierung am Beispiel eines Kieler Kleingartengebietes

Ute Wollschläger¹, Sabine Schmidt², Eckart Bedbur³ & Hans-Kurt Siem⁴

Motivation

Stadtgebiete sind rezent entstehende Archive der Erdgeschichte, die sich durch ihre anthropogene Überprägung von den Geotopen der geologischen Vergangenheit unterscheiden. Boden ist durch bauliche Anlagen wie Häuser und Straßen unterbrochen, von Wegen und Plätzen durchsetzt und einer flach- bis tiefreichenden Umgestaltung unterworfen (SIEM et al. 1987). Weder die Geologie noch die Bodenkunde besitzen derzeit einheitliche Konzepte, Gebiete dieser Art zu kartieren. Im Rahmen einer Stadtgeologischen Kartierung in einem anthropogen stark überprägten Kleingartengebiet in Kiel-Wellingdorf sollte ein Konzept entwickelt werden, welches ermöglicht, die anthropogenen Sedimentationen beschreibbar zu machen.

Methodik

Aus einer Kombination des geologischen Symbolschlüssels nach BRESSAU (1972) und der Bodenkundlichen Kartieranleitung (AG BODEN 1994) wurde ein Konzept entwickelt, welches erlaubt, die anthropogenen Sedimentationen zu differenzieren und dadurch beschreibbar zu machen. Aus den Bohrbefunden der Nutstangen- und Spatenaufschlüsse wurden 15 Referenzprofile (Abb. 1) erstellt, welche die Darstellung von drei übereinander lagernden Schichten ermöglichen (SCHMIDT 1998, WOLLSCHLÄGER 1998). Die Referenzprofile beachten neben den geologischen Einheiten, die nach ihrem Anteil an technogenem Sediment in vier Gruppen unterteilt wurden, ebenfalls die Mächtigkeit des humosen Oberbodens. Bei der Erstellung der Referenzprofile wurde nach folgenden Regeln vorgegangen: Die nicht anthropogenen Sedimentationen wurden mit ihren üblichen geologischen Bezeichnungen beschrieben (z.B. Mg, Lg, Hn). Anthropogene Sedimentationen wurden nach ihrem Gehalt an technogenem Sediment unterteilt, wobei die Sedimentart dem Kürzel y (= anthropogene Sedimentation) nachgestellt wird:

- a) Anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment (< 5 % technogenes Sediment, z.B. umgelagerter Geschiebelehm = y(Lg))

> 30 cm	bo	humoser Oberboden
	y(BsLg)	anthropogen sedimentiertes, überwiegend technogenes und untergeordnet nicht-technogenes Sediment (z.B. Bauschutt mit Till)
200 cm (Endteufe)	Mg	nicht-anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment (z.B. Till)

Abbildung 1: Beispiel eines Referenzprofils

- b) Anthropogen sedimentiertes, technogenes Sediment (> 95 % technogenes Sediment, z.B. Asphalt, Beton = y(Bt))
 c) Anthropogen sedimentiertes, überwiegend nicht-technogenes und untergeordnet technogenes Sediment (z.B. Geschiebelehm mit Bauschutt = y(Lg, Bs))
 d) Anthropogen sedimentiertes, überwiegend technogenes und untergeordnet nicht-technogenes Sediment (z.B. Bauschutt mit Geschiebelehm = y(Bs,Lg)).

Bei der Berücksichtigung des humosen Oberbodens wurde zwischen Oberböden mit einer Mächtigkeit von mehr bzw. weniger als 30 cm unterschieden. Bei einer Mächtigkeit von > 30 cm wurde gemäß der Bodenkundlichen Kartieranleitung von terrestrischen anthropogenen Böden ausgegangen. D.h., der humose Oberboden hat durch die unmittelbare Arbeit des Menschen eine so starke Umgestaltung im Profilaufbau erfahren, daß die ursprüngliche Horizontabfolge verloren ging. Oberböden mit einer Mächtigkeit < 30 cm wurden als nicht-anthropogene Bodenhorizonte angesehen, welche maximal durch Pflugarbeit beeinflusst sind und wobei die natürliche tiefere Horizontabfolge bestehen blieb.

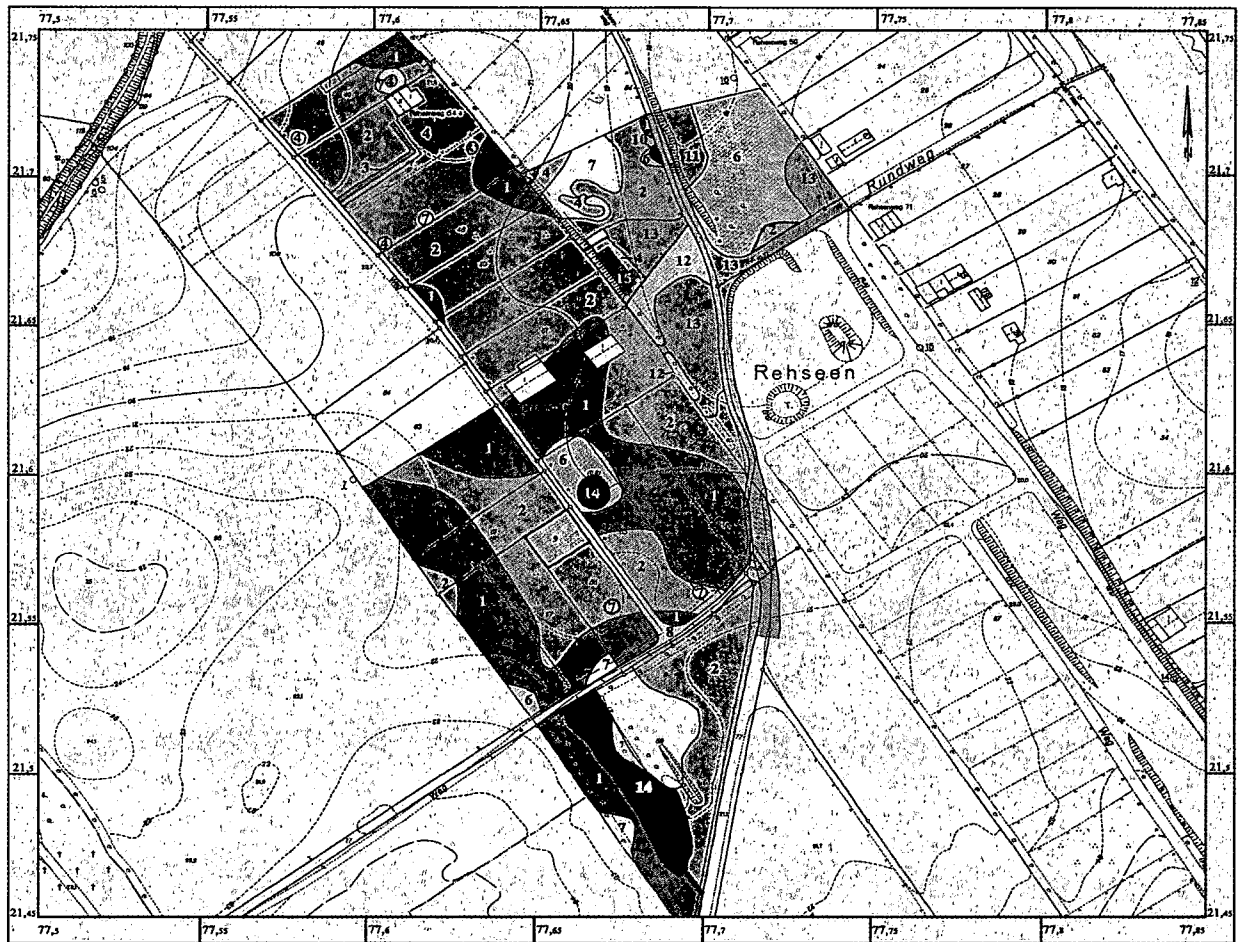
Die Lage und Höhe aller Bohrpunkte wurde mittels einer Ingenieurvermessung exakt erfaßt, um bestehende Schichtgrenzen auch nach einem Sedimentauf- bzw. -abtrag rekonstruieren zu können. Die flächenhafte Verbreitung der Referenzprofile wurde in einer Karte dargestellt (Abb. 2).

¹Ute Wollschläger, Institut für Umweltphysik, Im Neuenheimer Feld 229, 69124 Heidelberg

²Sabine Schmidt, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 2, 30655 Hannover

³Eckart Bedbur, Institut für Geowissenschaften, Olshausenstraße 40, 24118 Kiel

⁴Hans-Kurt Siem, Landesamt für Natur und Umwelt, Hamburger Chaussee 25, 24220 Flintbek



Maßstab: 1:450

nach SCHMIDT 1998, WOLLSCHLÄGER 1998

- | | | |
|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> Nicht anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm Nicht anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm Anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm Anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm Anthropogen sedimentiertes, überwiegend nicht-technogenes und untergeordnet technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm | <ul style="list-style-type: none"> Anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm Anthropogen sedimentiertes, nicht-technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm Anthropogen sedimentiertes, überwiegend nicht-technogenes und untergeordnet technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment ohne Bodenentwicklung Anthropogen sedimentiertes, überwiegend nicht-technogenes und untergeordnet technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm Anthropogen sedimentiertes, überwiegend nicht-technogenes und untergeordnet nicht-technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm | <ul style="list-style-type: none"> Anthropogen sedimentiertes, überwiegend technogenes und untergeordnet nicht-technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von > 30 cm Anthropogen sedimentiertes, technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm Anthropogen sedimentiertes, technogenes Sediment auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment ohne Bodenentwicklung Torfentwicklung auf nicht-anthropogen sedimentiertem, nicht-technogenem Sediment Anthropogen sedimentiertes, technogenes Sediment mit einem humosen Oberboden von < 30 cm |
|--|--|---|

Abbildung 2: Karte der Stadtgeologischen Kartierung

Ergebnisse

Im Gegensatz zu der üblichen quartärgeologischen Kartiermethode (Kartierung des Gesteins bzw. Sedimentes) und der üblichen bodenkundlichen Kartierung (Zuweisung zu Bodenhorizonten und Bodenkartiereinheiten) wird durch die Verwendung der Referenzprofile die *Dynamik* der anthropogenen Tätigkeit durch Sedimentauf- und -abtrag sowie dessen land- und gartenbauliche Tätigkeit kartierbar.

Im Zuge der flächenhaften Darstellung der Referenzprofile konnte eine Abhängigkeit des Auftretens anthropogener Sedimentationen in Zusammenhang mit Nutzungs- und Eigentumsgrenzen festgestellt werden. Straßen und Fundamente konnten mit Hilfe der Referenzprofile als anthropogene Sedimentationen benannt und hervorgehoben werden. Ebenfalls erkennbar ist, daß verpachtete Gebiete eine stärkere anthropogene Beeinflussung zeigen, als Eigentumsgräten, welche über Jahre hinweg gleichermaßen gartenbaulich genutzt werden. Die so entstandene Karte ist als Entscheidungshilfe für die zukünftige Nutzung der

Fläche zu sehen und kann zur Planung der städtischen Räume hinzugezogen werden.

Literatur

- AG BODEN (1984): Bodenkundliche Kartieranleitung.- 4. Aufl. , 392 S.; Stuttgart.
- BRESSAU, S. (1972): Elektronische Datenverarbeitung in der Geologie.- GLAS-H: 74 S.; Kiel.
- SCHMIDT, S. (1998): Stadtgeologische Kartierung im Stadtteil Wellingdorf (Kiel).- unveröffentl. Diplomarbeit, Geol.-Paläont. Inst. Kiel, 86 S.
- SIEM, H.-K., E. CORDESEN, H.P. BLUME & H. FINNERN: Klassifizierung von Böden anthropogener Lithogenese, vorgestellt am Beispiel der Stadt Kiel.- Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesellsch., 55/2, 831-836; Göttingen.
- WOLLSCHLÄGER, U. (1998): Stadtgeologische Kartierung im Gebiet des Rehsenweges (Kiel-Wellingdorf).- unveröffentl. Diplomarbeit, Geol.-Paläont. Inst. Kiel, 73 S.

Austauscheigenschaften von Braunkohlenaschen: Einfluss von oxalat-löslichen Substanzen und organischer Substanz

Zikeli, Sabine, Michael Kastler & Reinhold Jahn

Einleitung

Über ein Jahrhundert lang war Braunkohle der wichtigste Energieträger in Sachsen-Anhalt. Allein 1989 fielen im Braunkohlerevier Halle-Leipzig ca. 4.9 Mio. t Braunkohlenaschen an (Wittmann, 1993). Die Aschen wurden entweder mit Wasser versetzt und in Spülteiche gepumpt oder trocken verkippt.

Braunkohlenaschedeponien machen ca. 2500 ha der Landesfläche von Sachsen-Anhalt aus. Ein Großteil dieser Deponien ist mittlerweile stillgelegt, die Flächen sind seit unterschiedlichen Zeiträumen der Verwitterung und bodenbildenden Vorgängen unterworfen.

Fragestellung

Braunkohlenaschen wurden häufig zusammen mit anderen organischen und anorganischen Schadstoffen ausgebracht. Aus diesem Grund sind die Austauscheigenschaften der Aschen wichtige Faktoren zur Bewertung des Gefährdungspotentials solcher Standorte. Über die Austauscheigenschaften von Braunkohlenaschen ist wenig bekannt.

Braunkohlenaschen sind sehr heterogene Substrate, deren Eigenschaften sehr stark von den Ausgangskohlen abhängen. Charakteristisch für alle von uns untersuchten Aschen waren jedoch sehr hohe Gehalte an TOC (40-500 g kg⁻¹). Dieser organische Kohlenstoff setzt sich aus verkokter Restkohle und pedogenem organischen Kohlenstoff zusammen. Außerdem wiesen die verwitterten Braunkohlenaschen hohe Gehalte an oxalat-löslichem Si, Al und Fe (bis zu 37 g kg⁻¹) auf. Dies lässt auf einen hohen Anteil amorpher Schmelzprodukte aus dem Verbrennungsprozess schließen.

Daher wurde untersucht, inwieweit die KAK der Braunkohlenaschen vom Gehalt an TOC und an oxalat-löslichen Substanzen abhängt. Außerdem wurde der Einfluss der Textur auf die KAK ermittelt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden auf vier Braunkohlenaschemonodeponien durchgeführt. Zwei der Untersuchungsstandorte sind verkippte Deponien, die seit 21 und 32 Jahren stillgelegt sind. Außerdem wurden zwei Spüldeponien im Alter von 5 und 17 Jahren beprobt. Die folgenden Darstellungen beziehen sich vor allem auf Untersuchungen, die an Proben der 17jährigen Spüldeponie durchgeführt wurden. Der Standort wies aufgrund des Spülvorgangs eine starke Korngrößenklassierung auf. Der Bereich mit sandiger Textur („Asche grob“) hatte durchschnittlich einen Anteil von 20% Ton und Schluff, während der Bereich mit feiner Textur („Asche fein“) durchschnittlich 66% Ton und Schluff führte. Allerdings traten auch dort einzelne Schichten mit deutlich gröberer Textur auf. An der Feinerde < 2mm

wurde die potentielle Kationenaustauschkapazität (KAKpot) nach Rhoades (1982) bei einem pH von 8.2 bestimmt. Außerdem wurden die Gehalte an Gesamtkohlenstoff durch trockene Veraschung im C/N-Analyzer (vario EL) ermittelt. Die Carbonat-Gehalte wurden an der Scheibler-Apparatur (CO₂-Detektion mit IR) gemessen. Die Oxalatextraktion erfolgte mit 0.2 M oxalsaurem Oxalat, Schütteldauer 2 h im Dunkeln nach Blakemore et al (1987). Die Korngrößenbestimmung nach Köhn ist in Braunkohlenaschen nicht möglich, da deren Substanzdichten sehr variabel sind. Außerdem tritt Gips als Kittsubstanz auf. Daher wurden die Braunkohlenaschen zuerst mit 10%iger NaCl-Lösung gipsfrei gewaschen. Anschließend wurde das Substrat bis zu einer Leitfähigkeit von 150µS cm⁻¹ gewaschen. Die Sandfraktionen wurden durch Nasssiebung bestimmt, während die Gehalte an Schluff und Ton im Laser Particle Sizer gemessen wurden.

Ergebnisse und Diskussion

Die KAKpot von Braunkohlenaschen beträgt zwischen 20 und 60 cmol_c kg⁻¹. Maxima und Minima liegen bei 14 und 120 cmol_c kg⁻¹. Natürliche Böden in Sachsen-Anhalt haben eine KAKpot von 10-25 cmol_c kg⁻¹ (Exkursionsführer der DBG 1995), während Böden aus Vulkanaschen 10-70 cmol_c kg⁻¹ aufweisen (Shoij et al 1993). In den von uns untersuchten Aschen konnte weder ein Zusammenhang zwischen der Depositionsart und der KAK noch zwischen dem Alter des Substrats und der KAK nachgewiesen werden.

In „Asche grob“ besteht ein sehr enger Zusammenhang zwischen der Höhe der KAK und dem Gehalt an TOC (Abb. 1, r² = 0.53**). In „Asche fein“ kann man diesen Zusammenhang statistisch nicht nachweisen, obwohl ein Trend zum Anstieg der KAK mit hohen TOC-Gehalten erkennbar ist. Einige Schichten der „Asche fein“ weisen trotz sehr hoher TOC-Gehalte keine höhere KAK auf. In diesen stark kohlehaltigen Schichten liegt der organische Kohlenstoff vor allem in Form von sehr groben Kohlepartikeln vor, die aufgrund ihrer geringen Oberfläche verhältnismäßig wenig am Austausch beteiligt sind. Sowohl in „Asche fein“ als auch in „Asche grob“ zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zwischen Textur und KAK (Abb. 2). In „Asche fein“ ist dieser Zusammenhang weniger ausgeprägt (r² = 0.67*). Aschen bestehen zu einem großen Teil aus röntgenamorphen Gläsern. Daher wurde eine Oxalatextraktion durchgeführt, um die amorphen Substanzen zu extrahieren und damit deren Einfluss auf die KAK zu prüfen und somit den Einfluss der Mineralphase zu klären. Durch die Entfernung der oxalat-löslichen Substanzen sank die KAK in „Asche fein“ um ein Drittel (Abb.3). „Asche grob“ zeigt ein völlig anderes Verhalten: Hier stieg die KAK mit der Entfernung der oxalat-löslichen Substanzen an (Abb.4). Eine Erklärung dafür liegt in der unterschiedlichen Zusammensetzung der oxalat-löslichen Substanzen (hier nicht dargestellt). In „Asche fein“ liegen vor allem Si- und Al-reiche Substanzen mit einem Si/Al-Verhältnis von 1 vor. Die Gehalte an Si₀ und Al₀ betragen bis zu 37 g kg⁻¹. Die Gehalte an Fe₀ sind gering (bis zu 11 g kg⁻¹). In der „Asche grob“ sind die Gehalte an Si₀ und Al₀

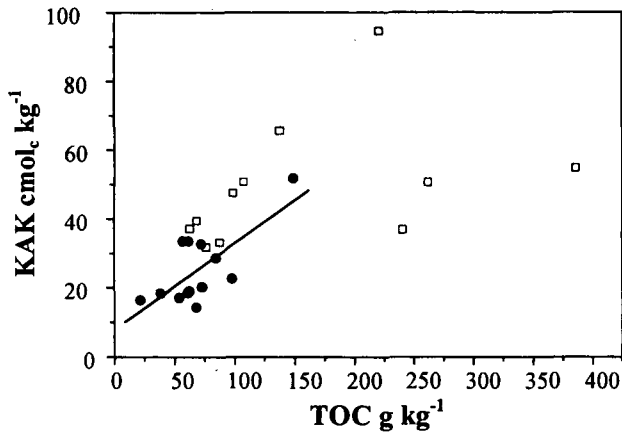


Abb.1: Zusammenhang zwischen KAK und TOC-Gehalt von reinen Braunkohlenaschen

- Asche „fein“ n = 11
- Asche „grob“ $y = 7.78 + 2.49x$ $r^2 = 0.53^{**}$ n = 12

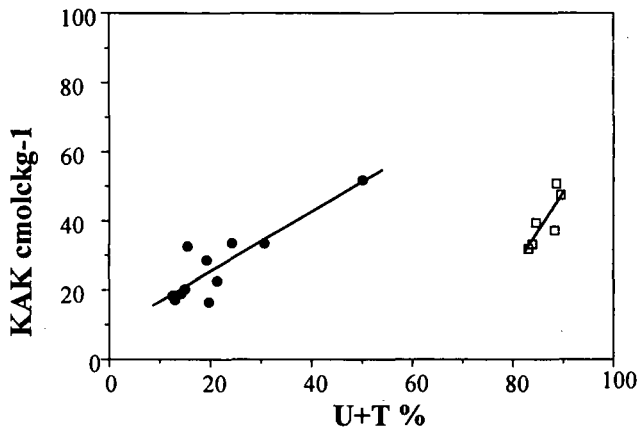


Abb.2: Zusammenhang zwischen KAK und Textur in reinen Braunkohlenaschen

- „Asche fein“ $y = 155.24 + 2.26x$; $r^2 = 0.67^*$ n = 6
- „Asche grob“ $y = 8.06 + 0.86x$; $r^2 = 0.79^{***}$ n = 12

erheblich geringer, der Gehalt an Fe_0 aber deutlich höher (bis zu 57 g kg^{-1}). Dies lässt sich auf deutlich höhere Gehalte an Magnetit in der „Asche grob“ zurückführen.

Schlussfolgerungen

Die KAKpot der untersuchten Braunkohlenaschen ist deutlich höher als die der natürlichen Böden in Sachsen-Anhalt, sie liegt in der Größenordnung natürlicher vulkanischer Böden. Die verspülte Aschesubstrate zeigten sowohl Unterschiede als auch Gemeinsamkeiten im Austauschverhalten. Ein Zusammenhang mit der KAKpot konnte sowohl für den Gehalt an TOC also auch für die Textur und den Gehalt an oxalat-extrahierbaren belegt werden. Mit steigenden Gehalten an TOC stieg in beiden Aschen die KAKpot. In der Asche mit feiner Textur hat jedoch auch die Korngröße der Kohlepartikel entscheidenden Einfluss auf den Anstieg der KAK. In beiden Aschen hängt die KAK vom Anteil an Schluff und Ton ab. In der Asche mit sehr hohem Ton- und Schluffgehalt lässt sich dies jedoch schlechter statistisch absichern.

In der „Asche fein“ beruht die KAKpot zu einem Drittel auf oxalat-löslichen Substanzen, die zu gleichen Teilen Si und Al enthalten. Um welche Mineralphasen es sich dabei handelt, ist noch ungeklärt.

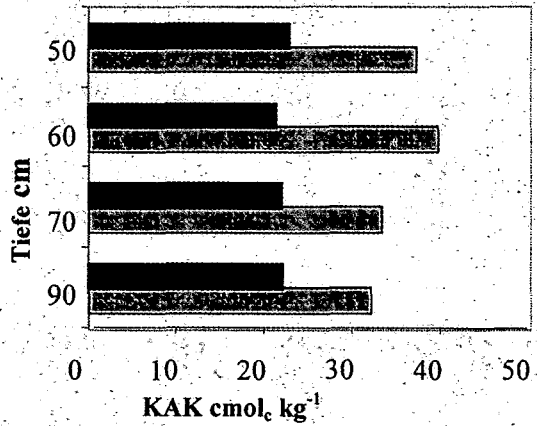


Abb.3: KAK der „Asche fein“ vor und nach der Oxalatextraktion

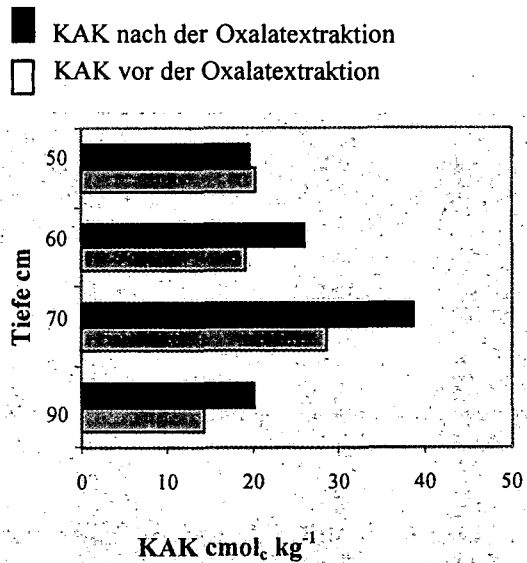


Abb.4: KAK der „Asche grob“ vor und nach der Oxalatextraktion

- KAK nach der Oxalatextraktion
- KAK vor der Oxalatextraktion

Literatur

Blakemore, L.C. et al (1987): Methods for Chemical Analysis of Soils. Scientific report No. 80. New Zealand Soil Bureau, Department of Scientific and Industrial Research, Lower Hutt, New Zealand

Exkursionsführer zur Jahrestagung 1995 in Halle (1995). Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft, Band 77

Rhoades, J.D. (1982): Cation Exchange Capacity. P 149-157. In: A.L. Page et al. (ed.): Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Madison, Wisconsin, USA

Shoji et al. (1993): Volcanic Ash Soils. Amsterdam, Niederlande

Wittmann (1993): Verwertung von Braunkohlenaschen in den neuen Bundesländern. Hrsg. Projektträgerschaft des BMFT "Abfallwirtschaft und Altlastensanierung" im Umweltbundesamt

EM38 - Ein Tool zur Erkennung von Bodenmustern ?

M. Zipprich, W. zu Castell, M. Sommer, U. Weller, B. Tandler, M. Wehrhan, S. Ehrlich

EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG

Die Kenntnis des kleinskaligen Bodenmusters (10^1 m - 10^2 m) ist Voraussetzung sowohl für eine pedogenetische Analyse als auch für eine Beurteilung der Funktion einer Bodenlandschaft, z.B. im Hinblick auf den Landschafts-Wasserhaushalt oder auf Precision Farming. Die Arbeit zeigt die Möglichkeiten und Grenzen der mit EM38 gemessenen scheinbaren elektrischen Bodenleitfähigkeit zur flächenhaften Ableitung von Bodeneigenschaften und Ausweisung von Pedotopen auf.

MATERIAL UND METHODEN

Das Untersuchungsgebiet liegt im oberbayerischen Tertiären Hügelland (FAM-Versuchsstation „Klostergut Scheyern“). Die scheinbare elektrische Leitfähigkeit (ECa) wurde mit dem Messgerät EM38 der Firma Geonics im Vertikalmodus gemessen. Die Variation der ECa wird durch den Wassergehalt und geladene Oberflächen der Bodenfestsubstanz bestimmt. Die Daten wurden von DURLESSER & SPERL sowie SCHMIDHALTER, HEIL (alle TU München) & ZIPPRICH zwischen 1995 und 2001 erhoben.

Horizontdifferenzierte Bodenanalysen (SINOWSKI, 1995) liegen im 50m x 50m Raster für das gesamte Untersuchungsgebiet vor. Die Körnungsanteile wurden auf die Masse Gesamtboden bezogen und entsprechend der theoretischen Signaltiefenverteilung (vgl. Abb. 5) bis 1 m Bodentiefe gewichtet.

Einfache Reliefparameter wurden mit ArcGis8 aus einem auf Laseraltimetrie basierenden Reliefmodell im 5m-Raster ermittelt. Der WetnessIndex (WI) ist ein Maß für reliefbedingte Feuchte: $WI = \log(\text{lokales Einzugsgebiet})/\tan(\text{Neigung})$.

Mit dem Analyse-Paket S+2000 wurden einfache und multiple Linearregressionen sowie nichtlineare Regressionen mit dem CART-Algorithmus zwischen ECa und Boden- sowie Reliefparametern berechnet. Variogrammberechnung und Kriging erfolgten mit dem Paket GeoR unter R für Windows. Interpolationen mit Radialen Basisfunktionen wurden mit VISCAT, dem für ArcView adaptierten Programm SISCAT, durchgeführt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In einem ersten Schritt wurde geklärt, inwieweit die zu verschiedenen Terminen gemessenen ECa vergleichbar sind und statische Bodenparameter widerspiegeln. Das räumliche Muster der Leitfähigkeit erwies sich zum großen Teil als **zeitinvariant** (Abb. 1). Die Messungen verschiedener Termine sind deutlich verschieden aber **hochkorreliert** (Abb. 2). Die auf einem Schlag erhaltene Regression zwischen zwei Messterminen kann nicht auf benachbarte Schläge unterschiedlicher Nutzung übertragen werden (Abb. 2), da der Wasserhaushalt nutzungsspezifisch ist.

In einem zweiten Schritt wurde die Beziehung der auf einen Messtermin normierten und mit Kriging (s.u.) interpolierten Leitfähigkeit zu Boden-, insbesondere Körnungseigenschaften

untersucht. Die höchste Korrelation ($R^2 = 0,63$) weist die ECa mit dem auf Masse Gesamtboden bezogenen **Tongehalt** auf (Abb. 3). Die Güte der Korrelation entspricht der in vorangegangenen Untersuchungen (z.B. DURLESSER, 1999) ermittelten Größenordnung. Die Berücksichtigung der Trockenraumdichte verbessert die Beziehung nicht. Eine geringfügig bessere Erklärung der Varianz der ECa liefert die Kornfraktion $<4 \mu\text{m}$ (Abb. 4). Dies wird als Hinweis auf den Tonmineralcharakter der Feinschluffpartikel interpretiert.

Ein Ansatzpunkt zur Verbesserung der Erklärung des Messsignals liegt in der genaueren Betrachtung der **Tiefenfunktion** des Messsignals. Die vom Hersteller vorgegebene Signaltiefenfunktion basiert auf der Annahme des Bodens als einem homogenen elektrischen Leiter. Dies impliziert bei ausreichender Stichprobenzahl das Maximum der Korrelation der ECa zum Tongehalt in der Tiefe des Intensitätsmaximums der Signaltiefenfunktion. In der Praxis liegt das Maximum dieser tiefendifferenzierten Korrelation stets tiefer (Abb. 5).

Eine deutliche Verbesserung der Erklärung der Varianz des Messsignals kann durch Berücksichtigung des **Reliefs** erzielt werden. Das Relief beeinflusst die Bodenleitfähigkeit indirekt über die Reliefabhängigkeit des Substrats und des Wasserhaushalts. Der Einfluss des Reliefs ist nicht linear (Tab. 1).

Ein Vergleich verschiedener **Interpolationsverfahren** wurde hinsichtlich Rechenzeit, Plausibilität der Bodenmuster und Korrelation der interpolierten Werte mit dem Tongehalt an den Rasterpunkten durchgeführt. Die mit einem an die Daten angepassten Variogrammodell durchgeführte Kriging-Interpolation zeigt die höchsten Korrelationen mit den Tongehalten an den Rasterpunkten (Tab. 2). Die für das Kriging gemachten Annahmen bezüglich lokaler Varianz der Messdaten scheinen gerechtfertigt.

Durch Invertierung der Modelle zur Erklärung der Varianz der ECa wurden Karten des Tongehalts erstellt (Abb. 6). Sowohl die Tongehalte als auch die Muster, die sich bei der Invertierung verschiedener Modelle ergeben, sind in weiten Bereichen identisch. Dies demonstriert die Möglichkeiten der EM38-Methode, **Bodenkörnungs-Muster** deutlich unterhalb der Auflösung eines 50 m-Rasters zu erfassen. Die Unterschiede der beiden gezeigten Tongehaltskarten weisen auf die Grenzen der Methode bezüglich der Abgrenzung von Pedotopen als auch der quantitativen Ableitung hin.

Um die Unsicherheiten zu verringern ist die Integration von Fernerkundungsinformation zur Biomasse (WEHRHAN ET AL., 2001) und abgeleiteter Reliefparameter (z.B. Divergenz / Konvergenz) vorgesehen (vgl. SOMMER ET AL., 2001).

LITERATUR

- Durless, H.-P. 1999. Bestimmung der Variation bodenphysikalischer Parameter in Raum und Zeit mit elektromagnetischen Induktionsverfahren. Diss. TU München.
- Sinowski, W. 1995. Die dreidimensionale Variabilität von Bodeneigenschaften. Diss. TU München.
- Sommer, M. et al. 2001. sowie Wehrhan, M. et al. 2001. Präsentationen auf der DBG-Jahrestagung in Wien (Kom. V), dieser Band.



Abb. 1: Vergleich der ECa-Muster zu zwei Messterminen

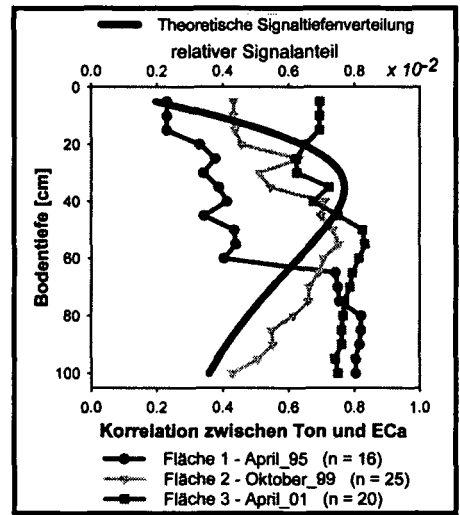


Abb. 5: Tiefenverlauf der Korrelation Ton zu ECa

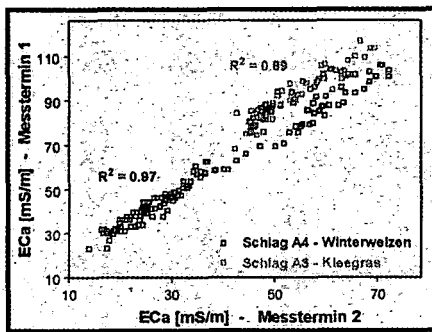


Abb. 2: Vergleich der ECa-Messwerte zweier Messtermine

Vorhersagevariablen	R ² aus Linear-Regression	R ² aus CART-Regression
Ton	0.63	0.71
Ton + Neigung	0.67	0.72
Ton + WetnessIndex	0.63	0.76
Ton + Exposition	0.65	0.76
Ton + Hoehe	0.70	0.84

Tab. 1: Einfluss des Reliefs auf Erklärung der ECa

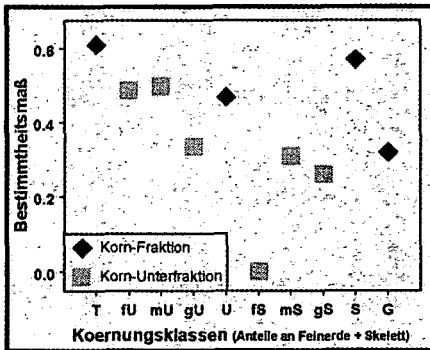


Abb. 3: Beziehung Koernungsklassen zu ECa

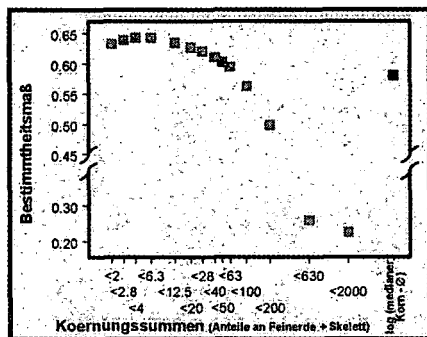


Abb. 4: Beziehung Koernungssummen zu ECa

Interpolationsmethode	R ²
„nearest neighbor“ nächstliegender EM38-Messwert	0.51
Kriging an empirisches Variogramm angepasstes zirkuläres Modell	0.63
Radiale Basisfunktion mit kompaktem Träger: Wendland, Radius 30m	0.51

Tab. 2: Vergleich verschiedener Interpolationsverfahren bezüglich Korrelation Tongehalt zu ECa

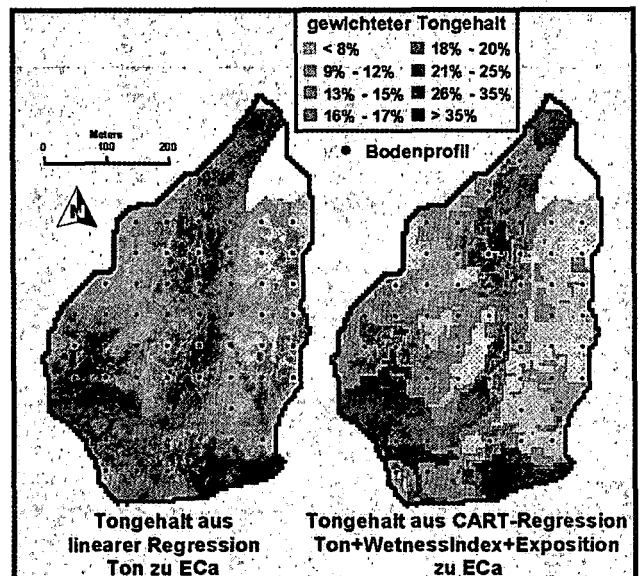


Abb. 6: Tiefenverlauf der Korrelation Ton zu ECa

Der Einfluss dynamischer Belastungen auf die Verdichtungs- und Schrumpfungseigenschaften von Tonen.

Bauer B.¹, Horn R.², Tippkötter R.¹

1. Einführung

Der Prozess der Strukturbildung in mineralischen Dichtungssystemen aus Tonen und tonreichen Substraten kann in zwei Phasen gegliedert werden: In eine primäre Strukturbildung durch mechanische Verdichtung während der Einbauphase und in eine sekundäre Strukturbildung durch anschließende Schrumpfungsprozesse (Horn et al., 2001). Mit einem erweiterten Proctorversuch wird dieser zweiphasige Strukturbildungsprozess experimentell abgebildet.

2. Methodik

Dem Prinzip von Proctorversuchen folgend werden Tone bei verschiedenen Wassergehalten ω in einem Proctortopf mit einem Fallgewicht mechanisch und dynamisch verdichtet. Gegenüber dem genormten Proctorversuch (DIN 18127) bestehen im wesentlichen folgende Veränderungen:

- Die Maße des Proctortopfes sind mit einem Innendurchmesser von 46 mm und einer Höhe von 20 mm deutlich reduziert. Die Tonproben haben konstante Trockenmassen von 30 g und werden mit einem 690 g schweren Fallgewicht verdichtet.
- Die Verdichtungsenergie wird variiert. Die in der DIN geforderte Verdichtungsenergie von rund 2,76 MN/m³ wird unter den gewählten Versuchsbedingungen nach 11 Schlägen erreicht. Zusätzlich dazu werden die Proben auch mit 6, 22 und 33 Schlägen verdichtet, also mit 0,5-, 1-, 2- und 3-fachen Proctor-Verdichtungsenergien.
- Zur Dichtebestimmung werden die Proben nach dem mechanischen Verdichtungsprozess aus dem Proctortopf zerstörungsfrei ausgebaut und die Volumina nach dem Verdrängungsprinzip durch Tauchwägung in Öl gemessen. Dieses Verfahren ermöglicht eine zweifache Dichtebestimmung: (a) Zur Bestimmung der Proctordichte ρ_P werden die Volumina von zwei Parallelproben sofort nach dem mechanischen Verdichtungsprozess ermittelt. (b) Zwei weitere Parallelproben werden dagegen nach der mechanischen Verdichtung zunächst bei 105° C getrocknet, also vollständig entwässert. Die Entwässerung entspricht einer hydraulischen Weiterverdichtung bzw. -schrumpfung. Die nach dieser hydraulischen Weiterverdichtung gemessene, erhöhte Lagerungsdichte wird als Schrumpfdichte ρ_S definiert (Bauer et al., 2001).

3. Ergebnisse

3.1. Das Konzept der Schrumpfdichte ρ_S und des Schrumpfungspotenzials Δ_V

Die Ergebnisse werden am Beispiel eines hochkaolinitischen Tones mit 80 % Ton-, 19 % Schluff- und 1 % Sandanteil dargestellt (Secursol 3060 der Stephan Schmidt Gruppe). Die Messungen resultieren in Wertepaaren aus Wassergehalten ω sowie den zugehörigen Proctor- und - zusätzlich zum genormten Proctorver-

such - Schrumpfdichten ρ_P und ρ_S , die - durch Grafen verbunden - die Proctorkurve und die darüber liegende Schrumpfkurve bilden. Beide Kurven weisen charakteristische Verläufe und eine funktionale Abhängigkeit vom Wassergehalt auf (Abb. 1). Sie haben einen gemeinsamen Schnittpunkt ρ_0 mit der Ordinate und beginnen von dort mit steigenden Wassergehalten scherenförmig auseinander zu laufen. Die Proctorkurve durchläuft ein Maximum ρ_{P1max} und nimmt auf ihrem feuchtem Ast (rechts des Maximums) einen der Sättigungslinie parallelen Verlauf an. Die Schrumpfkurve schneidet die Sättigungslinie und erreicht im Bereich des Wassergehalts von ρ_{P1max} ebenfalls ein Maximum ρ_{Smax} . Aus ρ_P und ρ_S kann mit der Gleichung

$$\Delta_V = \left(1 - \frac{\rho_P}{\rho_S}\right) \cdot 100 \quad (1)$$

prozentual die zusätzliche Volumenabnahme berechnet werden, die in primär proctor-verdichteten Tonen durch hydraulische Weiterverdichtung verursacht werden kann. Diese zusätzliche Volumenabnahme wird als Schrumpfungspotenzial Δ_V definiert

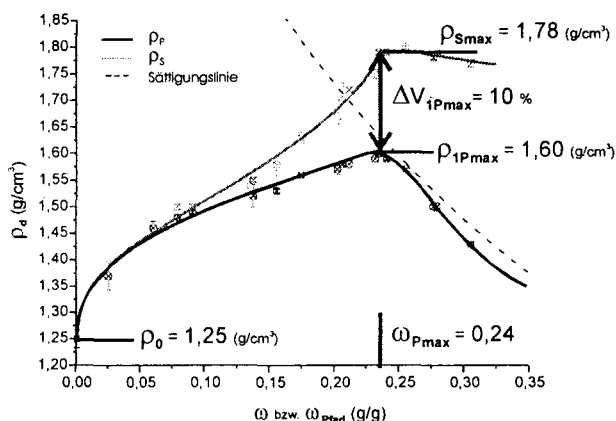


Abb. 1: Proctorkurve ρ_P , Schrumpfkurve ρ_S und Schrumpfungspotenzial Δ_V für 1-fache Proctor-Verdichtungsenergie (Secursol 3060).

und in Volumen-% ausgedrückt. Dem scherenförmigen Verlauf beider Kurven entsprechend steigt Δ_V mit dem Wassergehalt ω . Bei maximaler Proctordichte $\rho_{P1max} = 1,60 \text{ (g/cm}^3\text{)}$ und maximaler Schrumpfdichte $\rho_{Smax} = 1,78 \text{ (g/cm}^3\text{)}$ beträgt das Schrumpfungspotenzial Δ_{V1Pmax} 10 Vol.-% (1).

3.2. Mathematische Beschreibung der Proctor- und Schrumpfkurven

Die charakteristischen Verläufe der Proctor- und Schrumpfkurven sowie das getrennte Betrachten derer trockenen und feuchten Äste führt zu einer empirischen mathematischen Beschreibungsmöglichkeit des funktionalen Zusammenhangs zwischen der Proctordichte, der Schrumpfdichte und dem Wassergehalt mit drei Gleichungen und vier Parametern (Abb. 2, Tab. 1). Die experimentelle Datenbasis dazu liefern vier verschiedene Tone. Sie wurden in dem Wassergehaltsbereich zwischen 0 % und etwa der Ausrollgrenze mit den vier Belastungsstufen 0,5-, 1-, 2-, und 3-facher Proctor-Verdichtungsenergie mechanisch vorverdichtet und hydraulisch weiterverdichtet.

¹Bodenkunde, Universität Bremen, Leobener Straße, UFT, 28359 Bremen.
²Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Christian-Albrechts-Universität, Olshausenstr. 40, 24118 Kiel.

	fache Proctor-Verdichtungsenergie				von Mittelwert	bis S.abw.
	0,5-	1-	2-	3-		
ρ_0 (g/cm ³)	1,22	1,30	1,32	1,36	1,22	1,36
B	0,621	0,663	0,647	0,612	0,64	0,02
C	13,61	11,86	12,86	13,26	12,90	0,76
R_1^2	0,991	0,980	0,999	0,995		
R_2^2	0,991	0,978	0,995	0,987		
ω_{pmax} (g/g)	0,261	0,238	0,225	0,220	0,261	0,220
ρ_{dPmax} (g/cm ³)	1,54	1,60	1,63	1,65	1,54	1,65
ρ_{dSmax} (g/cm ³)	1,78	1,76	1,78	1,79	1,78	0,013
Δ_V (%)	13,5	9,1	8,4	7,8	13,48	7,82

Tab. 1: Bodenmechanische Kennwerte und Parameter (Secursol 3060).

Formel 1 (Abb.2) beschreibt die mathematische Beziehung zwischen der Lagerungsdichte ρ , dem Wassergehalt ω und dem Sättigungsgrad S_r (DIN 18127), die mit konstanter Festsstoffdichte $\rho_F = 2,65 \text{ g/cm}^3$ an die Messpunkte auf den feuchten Ästen der Proctorkurven angepasst wird. Die Anpassung liefert die Reale Sättigungslinie, die sich bei einem Sättigungsgrad S_r von etwa 0,96 einstellt. Die Reale Sättigungslinie ist dem feuchten Ast der Proctorkurve synonym.

Formel 2 beschreibt die trockenen Äste der Proctorkurven durch eine Wurzelfunktion mit zwei Parametern: ρ_0 kennzeichnet die Schnittpunkte der Proctorkurven mit der Ordinate, der Parameter B steuert die Steigung der Grafen. ρ_0 nimmt mit der Verdichtungsenergie von 1,22 auf 1,36 (g/cm³) zu, der B-Parameter schwankt mit einer Standardabweichung von 0,02 nur gering um den konstanten Wert 0,64 (Tab. 1). Die Erhöhung der Verdichtungsenergie bewirkt somit etwa eine Parallelverschiebung der trockenen Äste der Proctorkurven nach oben. Die Schnittpunkte der Proctorkurven mit der Realen Sättigungslinie kennzeichnen die vier Proctordichten $\rho_{0,5Pmax}$ bis ρ_{3Pmax} . Sie steigen mit der mechanischen Verdichtungsenergie von 1,54 auf 1,65 (g/cm³) an. Die zugehörigen Proctorwassergehalte liegen zwischen 22 und 26 %.

Die vier assoziierten Äste der Schrumpfkurven werden beschrieben, indem man den Proctordichten ein Polynom 3. Grades mit einem weiteren Parameter C zuaddiert (Abb. 2, Gleichung 3). Die Schrumpfdichte ρ_s und damit auch das Schrumpfungspotenzial Δ_V werden so als Funktionen der Proctordichte ρ_p ausgedrückt. Die Schrumpfdichte nimmt auf dem trockenen Ast der Proctor-

kurve proportional zur dritten Potenz des Wassergehalts zu. In dem Bereich, in dem die trockenen Äste der Proctorkurven auf die Reale Sättigungslinie treffen, laufen die Schrumpfkurven ebenfalls in einem gemeinsamen feuchten Ast zusammen. Dieser hat im Bereich der Proctorwassergehalte einen fast waagerechten Verlauf bei $\rho_{Smax} = 1,78 \text{ (g/cm}^3)$. Das Schrumpfungspotenzial Δ_{VPmax} reduziert sich infolge der Erhöhung der mechanischen Verdichtungsenergie von 13,5 auf 7,8 %.

4. Fazit

Mit dem veränderten Proctorversuch werden neben der **Proctordichte** ρ_p zwei weitere bodenmechanische Kenngrößen ermittelt: die **Schrumpfdichte** ρ_s und das **Schrumpfungspotenzial** Δ_V . Alle drei Größen sind als Materialfunktionen sowohl vom Wassergehalt als auch von der mechanischen Verdichtungsenergie abhängig und können mathematisch ausgedrückt werden.

In Bezug auf mineralische Dichtungssysteme beschreiben die Funktionen sowohl primäre Strukturbildungsprozesse durch mechanische Vorverdichtung als auch sekundäre Strukturbildungsprozesse durch hydraulische Weiterverdichtungen.

Durch die Erhöhung der mechanischen Verdichtungsenergie werden sowohl die trockenen Äste der Proctorkurven als auch diejenigen der Schrumpfkurven parallel nach oben verschoben. Die primäre mechanische Verdichtungsenergie beeinflusst somit als **mechanische Vorbelastung** auch die hydraulische Weiterverdichtung bzw. **sekundäre Strukturbildung** in mineralischen Dichtschichten.

5. Literatur

Bauer B., Taubner T., Tippkötter R. (2001): Messung der mechanischen und hydraulischen Verdichtungsfähigkeit von bindigen Substraten mit einem verbesserten Proctorversuch. Wasser & Boden, 53/6, 29-29.

DIN 18127 (1997): Baugrund, Untersuchung von Bodenproben: Proctorversuch.

Horn, R., Baumgartl T., Possel H., Koseliwske M., Albiker B. (2001): Deponieabdichtungen aus mineralischem Material – eine undurchlässige Langzeitperspektive? Wasser & Abfall, 3, 38-41.

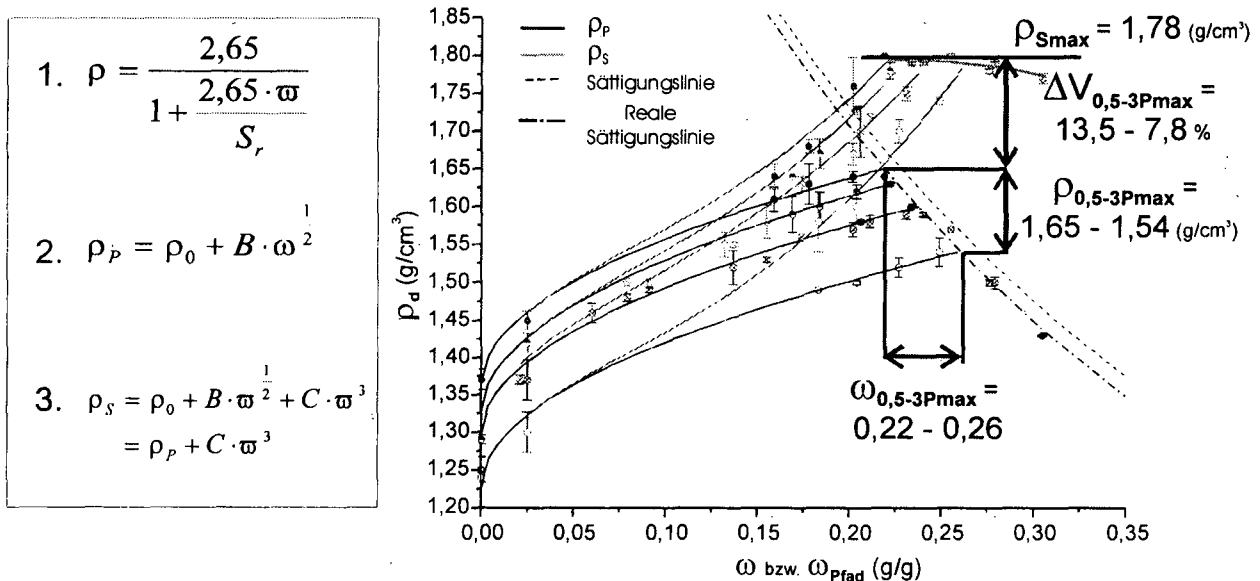


Abb. 2: Proctorkurven ρ_p , Schrumpfkurven ρ_s und Schrumpfungspotenziale Δ_V für 0,5-, 1-, 2- und 3-fache Proctor-Verdichtungsenergie (Secursol 3060).

Die Aggregatdichte als Strukturparameter von Ackerkrumen

K.-W. Becker*, Bänsch, N.*

Problemstellung

Das Bundesbodenschutzgesetz verlangt für Maßnahmen auf einem Grundstück, die zu Veränderungen der Bodenbeschaffenheit führen können, die Vorsorge vor dem Entstehen schädlicher Bodenveränderungen. Daraus leitet sich unter anderem das Verbot von Schadverdichtungen ab, das für die landwirtschaftliche Bodennutzung in gleicher Weise gilt, wie für spezielle Arbeiten etwa beim Leitungsbau. In weiteren Ausführungen regelt das Gesetz, daß die Vorsorgepflicht bei der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch die gute fachliche Praxis erfüllt wird. Zu deren Grundsätzen gehört z. B., daß die Bodenstruktur erhalten oder verbessert wird, sowie daß Bodenverdichtungen durch den Bodendruck der eingesetzten Geräte soweit wie möglich vermieden werden.

Die praktische Umsetzung dieser gesetzlichen Regelung steht noch am Anfang. Es gibt zwar zahlreiche bodenkundliche Methoden zur Beurteilung der Struktur von Böden, aber Sie berücksichtigen keine einheitlichen Kriterien, sind häufig sehr aufwändig und kaum serienfähig. Ein großes Manko ist das völlige Fehlen anerkannter Grenzwerte, jenseits derer man von Schadverdichtung im Sinne des zitierten Gesetzes sprechen kann.

Hier wird ein Verfahren zur Bestimmung der Dichte von Bodenaggregaten vorgestellt. Die Aggregatdichte könnte ein Kriterium zur Beurteilung von Schadverdichtungen sein. Sie ist einfach und sicher zu bestimmen und könnte gegenüber der Lagerungsdichte den Vorteil haben, daß sie durch die üblichen Maßnahmen der Bodenbearbeitung nur wenig verändert wird, für den Zeitpunkt der Probennahme also ein größerer Spielraum besteht. Neben der Prüfung der Meßmethodik erfolgt eine Bestandsaufnahme der Aggregatdichten verschiedener Böden in mehreren Tiefenabschnitten. Ferner wird die Frage der Veränderung der Aggregatdichte durch winterliches Gefrieren geprüft.

Möglichkeiten der Messung von Aggregatdichten

Es bieten sich folgende Methoden an:

- Luftpycnometer
- Vermessung mit Meßschieber,
- Vermessung mit Laser-Volumeter,
- Verdrängung eines pulverigen Mediums,
- Tauchwägung (Archimedes-Prinzip).

FLÖRKEMEYER (1990) hat in einem Methodenvergleich die verschiedenen Verfahren zur Bestimmung der Dichte von Bodenaggregaten geprüft. Allein die Tauchwägung nach Verschließen der Poren mit Kriechöl befriedigte voll. Die anderen Verfahren waren systematisch fehlerhaft, streuten stärker oder waren schlechter zu handhaben.

FLÖRKEMEYER hat vorwiegend mit Aggregaten von maximal einzelnen cm Durchmesser gearbeitet. Bei den hier untersuchten Aggregaten mit Trockengewichten zwischen 20 und 50 g befriedigte die Methode ebenfalls voll. In diesem Gewichtsbereich konnte keine Abhängigkeit der Meßergebnisse von der Größe der Aggregate festgestellt werden.

Ofen-trockene Bodenaggregate wurden über Nacht durch Tauchen mit Kriechöl (WD-40®) getränkt, ca. 5 Stunden abtropfen gelassen (Abb.1) und in Luft und eingetaucht in Wasser gewogen. Die Gewichts-differenz zwischen beiden Wägungen in g abzüglich Volumen des aufgenommenen Kriechöls ergibt das Volumen des Aggregats in cm³. Je Variante wurden 8 bis 10 Aggregate von jeweils 3 Stellen eines Schlages untersucht. Die Variationskoeffizienten der Aggregatdichten eines Tiefenabschnitts lagen innerhalb einer Entnahmestelle durchweg < 10%, häufig deutlich darunter.

Untersuchte Böden:

Es wurden Ackerböden aus Löß und aus Sandlöß untersucht (s. Tab. 1). Außer Hofschwicht und Sieboldshausen handelt es sich um die lößbürtigen Böden des niedersächsischen Programms zur Bodendauerbeobachtung. Einige der zuvor mit Getreide und mit Rüben bewachsenen Flächen wurden mit dem wendenden Pflug, andere nicht wendend flach bearbeitet. Die Probennahme vor Winter erfolgte nach der herbstlichen Bearbeitung. Es wurden folgende Varianten berücksichtigt:

- Leseproben von der Oberfläche vor Winter;
- Krumenproben aus ca. 10 cm Tiefe vor Winter;
- Poben aus der Pflugsohle, ca. 30 - 35 cm Tiefe;
- Unterbodenproben, ca. 40 -45 cm Tiefe;
- Leseproben von der Oberfläche nach Winter;
- Krumenproben aus ca. 10 cm Tiefe nach Winter.

Tab. 1: Charakterisierung der Böden

Ver-suchsort	Tiefe cm	Humus %	CaCO ₃ %	Sand %	Schluff %	Ton %
Barum	0-30	1,72	0,0	24,9	67,7	7,4
	40-45	0,95	0,0	21,2	73,4	5,4
Drütte	0-30	2,16	0,6	4,0	82,4	13,6
	40-45	0,81	0,4	4,5	80,0	15,5
Salzhem-mendorf	0-30	1,83	0,0	2,6	83,8	13,6
	40-45	0,24	0,0	1,9	79,7	18,4
Hofschwicht	0-30	1,80	0,0	44,9	43,0	12,3
	40-45	0,80	0,0	43,2	39,5	17,3
Horn-burg	0-30	1,69	2,0	6,4	74,4	19,3
	40-45	1,53	7,6	2,3	81,0	16,8
Olders-hausen	0-30	1,53	0,7	1,4	85,7	12,9
	40-45	0,33	0,0	1,6	78,1	20,3
Reinshof	0-30	1,69	1,1	18,4	70,7	11,0
	40-45	1,53	0,0	18,2	64,4	17,4
Siebolds-hausen	0-30	1,72	0,0	2,5	84,9	12,6
	40-45	0,70	0,0	1,4	64,4	34,2
Timmer-lah	0-30	2,09	0,0	5,9	87,5	6,6
	40-45	0,45	0,0	3,5	85,7	10,8

Die maximale Eindringtiefe des Frostes betrug im Untersuchungs-jahr ca. 10 cm. Die Leseproben unterlagen 4 bis 5

* Dr. K.-W. Becker, Institut für Bodenwissenschaften, Von Siebold-Str. 4, D 37075 Göttingen. Email kbecker@gwdg.de

® WD-40 Corporation Ltd., PO Box 440, Milton Keynes MK 11, 3LF England, zu beziehen über Baumärkte

Gefrier- und Auftauvorgängen, die Krumenproben blieben weitgehend ohne Frosteinfluß.

Ergebnisse

Nach der herbstlichen Bodenbearbeitung betragen die Dichten der Oberflächenaggregate zwischen 1,55 und 1,75 g/cm³ (Abb. 2). Es lassen sich keine Beziehungen zu anderen Bodenparametern wie Humusgehalt, Kalkgehalt oder Körnung erkennen. Unterhalb der Ackerkrume steigen die Aggregatdichten deutlich an. Zwar werden in der Mehrzahl der Fälle in der Pflugsohle die höchsten Dichten gemessen, dieser Effekt ist jedoch wenig ausgeprägt. Auch im Unterboden sind die Aggregatdichten häufig ähnlich hoch wie in der Pflugsohle.

Tab 2: Aggregatdichten, g/cm³

Ver-suchsort	Leseproben		Krumme Frühjahr	Pflug-sohle	Unter-boden
	vor Frost	nach Frost			
Barum	1,55	1,51	1,59	1,72	1,68
Drütte	1,63	1,52	1,59	1,72	1,68
Hemmend.	1,58	1,42		1,67	1,64
Hofschw.			1,73	1,83	1,77
Hornburg	1,75	1,49	1,71	1,66	1,62
Oldershshn.	1,64	1,56		1,73	1,65
Reinshof	1,7	1,51		1,73	1,81
Sieboldshs			1,56	1,71	1,69
Timmerlah	1,56	1,41	1,47	1,6	1,81
Mittel	1,63	1,49	(1,61)	1,71	1,71

Die vor Winter genommenen Oberflächenproben und die der Krume im Frühjahr liefern ähnliche Aggregatdichten. Offensichtlich wird die Dichte von Aggregaten nicht, wie die von Stechzylinderproben durch Prozesse der Setzung des Bodens nach der Bearbeitung verändert. Das gilt selbst für den Versuchsort Timmerlah, bei dem Leseproben unmittelbar nach der Pflugarbeit entnommen wurden.

Das mehrmalige Gefrieren über Winter hat zu einer deutlichen Verringerung der Aggregatdichten der Leseproben geführt. Im Mittel aller Vergleichsflächen errechnet sich ein Porengeinn von 6 % Volumen. Ähnlich große Porengeinne durch Gefrieren von Modell- Stechzylinderproben beschreibt Flörkemeier (1990) und erklärt sie mit der Bildung von Eislamellen während des Gefrierens. Die Volumenzunahme seiner Stechzylinderproben war immer dann besonders groß, wenn der Frost mehrmals langsam eindrang und während des Vorgangs Wasser kapillar nachgeliefert werden konnte. Bei den Leseaggregaten dürften diese Bedingungen weitgehend erfüllt gewesen.

Die Möglichkeit der Lockerung der Krume durch Frost hängt von seiner Eindringtiefe ab und ist damit von Jahr zu Jahr unterschiedlich. In Niedersachsen dürfte der größere Teil der Krume regelmäßig durchfrieren. Die Pflugsohle und besonders der darunter liegende Unterboden wird aber nur in Ausnahmejahren noch vom Frost erreicht. Die Frage der Lockerung dichter Aggregate ist für diesen Tiefenbereich offen. Denkbar ist immerhin eine, wenn auch geringe Wirkung durch Schwellen und Schrumpfen im Zuge von natürlicher Austrocknung und Befeuchtung, wie es z. B. KUHN (1990) in Modellversuchen festgestellt hat. Intensive Durchwurzelung dürfte sich ebenfalls positiv

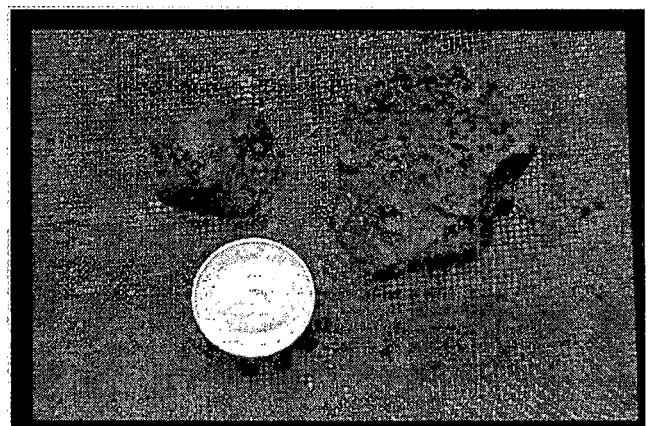
auswirken. Mechanische Lockerung dagegen kann zwar grobe Poren schaffen und die Lagerungsdichte verringern, eine Lockerung der Aggregate ist dagegen nicht zu erwarten.

Völlig offen ist bislang die Frage, oberhalb welcher Dichte (Aggregat- oder auch Lagerungsdichte) von einer Schädverdichtung gesprochen werden kann. Diese Frage läßt sich nur mit Hilfe der Reaktion von Pflanzen auf dichte Böden beantworten. Damit wird die Beantwortung aufwändig. Verschiedene Pflanzen werden unterschiedlich reagieren. Auch die Witterung unterschiedlicher Jahre und damit Häufigkeit und Grad der Austrocknung dürften eine Rolle spielen. Ferner ist die Bodenart zu berücksichtigen. Die hier vorgestellten Ergebnisse und auch die Aussagen zur Möglichkeit der Strukturregenerierung gelten zunächst nur für die geprüften lößbürtigen Böden.

Schlußfolgerungen

1. Das vorgestellte Verfahren zur Bestimmung der Dichte von Bodenaggregaten erfordert geringen Aufwand, ist zuverlässig und serienfähig.
2. Die Messung der Dichte von Aggregaten hat gegenüber der von Stechzylinderproben den Vorteil, daß die übliche Bodenbearbeitung kaum Einfluß auf das Ergebnis hat und daß die Probennahme deshalb während des ganzen Jahres erfolgen kann.
3. Lese-Aggregate von Löß- und Sandlößböden wiesen nach der Bearbeitung im Herbst Dichten zwischen 1,56 und 1,75 g/cm³ auf. Wiederholtes Gefrieren über Winter verringerte die Werte um fast 10 %, Krumenproben ohne Frosteinfluß zeigten dagegen keine Veränderung ihrer Dichten.
4. Aggregate aus Pflugsohlen weisen häufig Dichten auf, die noch über denen des Unterbodens liegen.
5. Die Zahlen lassen keine Aussage zur Reaktion der Pflanze auf die Bodenstruktur zu. Es ist die Aufgabe weiterer Forschung, hierzu Kennwerte zu erarbeiten.

Abb. 1: Mit Kriechhöl getränkte Bodenaggregate



Literatur

Flörkemeier, H., 1990: Regeneration der Primärstruktur verdichteter Lößboden-Körper durch Frost - Diss. Univ. Göttingen
 Kuhn, S., 1990: Regeneration der Primärstruktur verdichteter Lössboden-Körper durch Luftinklusion - Diss. Univ. Göttingen

Tunnelerosion und Erodierbarkeit von Lößböden

Botschek, J., S. Krause, T. Abel & A. Skowronek*

1. Problemstellung

Untersuchungen zur Tunnelerosion in europäischen Lößböden sind sehr selten, so daß das Prozeßgeschehen und seine Voraussetzungen noch nicht geklärt sind. Insbesondere fehlen Indikatoren für die Anfälligkeit von Böden für Tunnelerosion. In diesem Beitrag sollen ausgewählte physikalische Materialeigenschaften einer unterirdisch erodierten ‚pseudovergleyten Parabraunerde-Braunerde aus Löß über schuttlehmreicher Fließerde‘ auf ihre Eignung zur Kennzeichnung der Anfälligkeit für Tunnelerosion überprüft werden.

2. Parametrisierung der Erodierbarkeit

Die Mobilisierbarkeit von Substrat für unterirdische Erosion wird - wie auch im Falle des oberirdischen Abtrags - stark von der Korngrößenverteilung beeinflußt und steigt mit dem Anteil an Schluff und Ton (z.B. Jones, 1971). Daher zählen die schluffreichen Löss- und Lößderivate zu den Materialien, in denen Tunnelerosion häufig beobachtet wird. Im hier untersuchten Boden dominieren die Schlufffraktionen bis in 150 cm Tiefe mit 76 bis 80 Masse-% Anteil am Feinboden. Unterhalb der Schichtgrenze zum Fließerde-

material geht der Schluffanteil zugunsten etwas höherer Sand- und Tongehalte zurück.

Die Aggregate in den Unterbodenhorizonten sind klein bis mittelgroß (AG Boden, 1994) und subpolyedrisch ausgebildet. Dagegen besitzt der Oberboden ein krümeliges bis plattiges, unmitelbar darunter dann nur ein plattiges Gefüge, was auf Bodenverdichtungen hindeutet. Trotz dieses Geländebefundes erreicht die effektive Lagerungsdichte generell nur eine geringe bis mittlere Dichte. Allerdings nimmt sie in an der Schichtgrenze zum Fließerdematerial sprunghaft von 1,6 auf 1,8 g/cm³ zu. Oberhalb des verdichteten CvSd-Horizontes verläuft im IIBtSwd ein Erosionstunnel mit westöstlicher Ausrichtung in 160–190 cm Tiefe. Möglicherweise bestimmen geringe Dichtedifferenzen im Profil die Lage des Tunnels.

Der Perkulationsabfall drückt die Zerfallsneigung ofentrockener Bodenaggregate aus und bestätigt die geringe Gefügestabilität und die hohe Verschlammungsneigung des lößreichen Substrates (Tab., Sekera & Brunner 1943). Nur im Oberboden ergeben sich hohe Durchflußraten von über 550 ml/10min, die in der Größenordnung anderer nordrhein-westfälischer Lößstandorte liegt.

Die Aggregate der Unterböden zerfallen sehr viel rascher und lassen nur kleine Perkulationsraten zu. Das Minimum stimmt gut mit der Lage des Tunnels überein.

Auch der Aggregatzerfall im Uhrglas kennzeichnet die hohe Aggregatstabilität in den Oberböden nach der

Tab.: Perkulationsraten bei natürlichen Wassergehalten

Profil / Horizont	Tiefe cm	Bodenfeuchte M.-%	Perkolation ml/10min
Profil 1/			
Ah	0- 10	25	552
AhBv	10- 40	18	91
SwBtv	40-110	22	17
SwBv	110-130	22	15
BvSw	130-150	20	4
IIBtSwd	150-190	13	1
CvSd	190-235	15	6

Lage des Tunnels



* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

Klassifizierung von Sekera & Brunner (1943). Bodenmaterial mit sehr großer Gefügestabilität (kein Zerfall) wird der Klasse 1, solches mit sehr geringer Gefügestabilität (völlige Auflösung, Trübung) der Klasse 6 zugeordnet (Abb. 1).

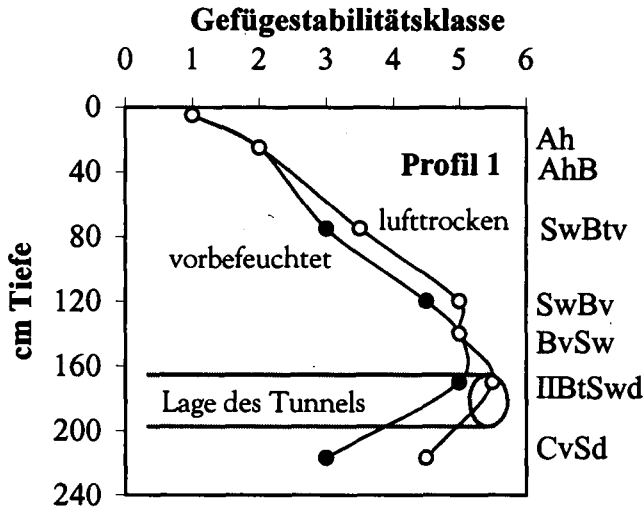


Abb. 1: Gefügestabilität bei unterschiedlicher Vorbefeuchtung

Demnach zerfallen die Unterbodenaggregate wesentlich schneller und zeigen in den im Bereich des Tunnels die intensivste Verschlammung. Die Zerfallsneigung vorbefeuchteter Aggregate (20 M.-% Wassergehalt) ist in der Regel kleiner als diejenige lufttrockener Aggregate.

Die beiden Dispersionsindices nach Middleton (1930) und Ritchie (1963), der Middleton-DI und der Ritchie-DI, reagieren unterschiedlich stark auf die Bodeneigenschaften des untersuchten Profils. Beide Kennwerte belegen eine relativ hohe Gefügestabilität im Ah-Horizont, in dem 20 M.-% der Fraktion < 63 µm nach Middleton und 7 % der Fraktion < 2 µm nach Ritchie suspendieren (Abb. 1). Im Unterboden verzeichnet der Middleton-DI dann einen ausgeprägten Anstieg der Dispersierungsneigung bis zu 80 % im BvSw-Horizont. Unterhalb dieses Horizontes sinkt die Dispersierungsneigung auf 40 % in der Fließerde ab, hat aber im Bereich des Tunnels in 160 bis 190 cm Tiefe noch einen sehr hohen Wert von 70 %. Der Ritchie-DI steigt mit zunehmender Tiefe ebenfalls an und übersteigt deutlich den Schwell-

lenwert von 33 %, der nach Ritchie (1963) Anfälligkeit für Tunnelerosion signalisiert. In anderen Böden war die Übereinstimmung mit den Tunnelbefunden jedoch nicht so eindeutig, so daß der Middleton-DI die Dispersierbarkeit der untersuchten Substrate besser kennzeichnet.

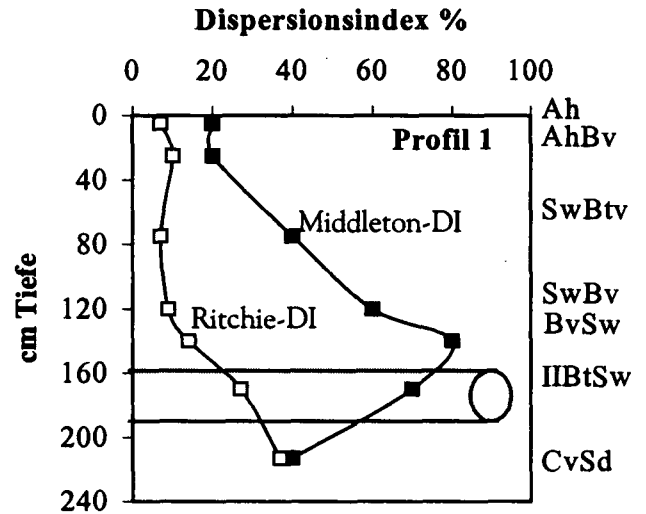


Abb. 2: Dispersionsneigung nach Middleton und Ritchie

3. Fazit

In der Umgebung von Tunnels - meist an der Tunnelsohle - ist die Gefügestabilität deutlich herabgesetzt. Sowohl Perkulationsabfall und Aggregatzersfall im Uhrglas als auch die Dispersionsneigung des Substrates nach Middleton markieren hier übereinstimmend einen Bereich besonders geringer Gefügestabilität.

Literatur

- Jones, A. 1971: Soil piping and stream channel initiation. - Water Resour. Res. 7, 602-610.
- Middleton, H.E. 1930: Properties of soils which influence soil erosion. - USDA Techn. Bull. 178, 1-16.
- Ritchie, J.A. 1963: Earthwork tunnelling and application of soil testing procedure. - J. Soil Conserv. Serv. New South Wales 19, 111-129.
- Sekera, F. & Brunner, A. 1943: Beiträge zur Methodik der Gareforschung. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 29, 169-212.

Analyse von Einflussfaktoren auf den C_{org} -Gehalt sandiger Böden Norddeutschlands mittels Transektbeprobung kleiner Landschaftsausschnitte

S. Brinkmann*, G. Springob* und J. Böttcher*

Einleitung

Der C_{org} -Gehalt ist eine wichtige Bodenkenngröße für viele Fragestellungen wie z.B.: stoffhaushaltliche Prozesse, Management von Wasserschutzgebieten, Erhaltung standorttypischer Humusgehalte nach dem BBodSchG und C-Inventarisierung zur Abschätzung des globalen C-Kreislaufs. Wichtige Faktoren, die den C_{org} -Gehalt beeinflussen sind: Klima, Ausgangssubstrat, Tongehalt, C-Input, Nutzungsgeschichte, Hydroregime u.a. Das Untersuchungsgebiet (UG) hat ein homogenes Klima, tonarme Sandböden und, bedingt durch ein einheitliches Intensitätsniveau der Landwirtschaft, einen relativ einheitlichen C-Input auf den Ackerflächen. Es ist also davon auszugehen, dass die Differenzierung der vergleichsweise hohen C_{org} -Gehalte (ca. 2-8%) des UG durch andere Faktoren, wie z.B. Landnutzungsgeschichte, Ausgangssubstrat und Hydroregime, geprägt ist, worauf auch vergangene Untersuchungen (z.B. STREBEL et al. 1988) hinweisen. Die durchgeführten Untersuchungen sollten daher zur Klärung folgender Fragen beitragen:

- Welches sind die standorttypischen C_{org} -Gehalte der Ackerböden im UG?
- Wie groß ist die Variabilität der C_{org} -Gehalte und hat sie eine Struktur?
- In wie weit lassen sich Einflussfaktoren auf den C_{org} -Gehalt identifizieren und quantifizieren?

Untersuchungsgebiet

Im Wasserschutzgebiet "Fuhrberger Feld" (20 km nördlich von Hannover, 300 km² Fläche; Klima: 8,9 °C und 680 mm N) entwickelten sich vorwiegend Gleye bis Podsole in den Talsandniederungen (80 % der Fläche) und Braunerden mit Übergängen zu Podsol-Braunerden und Pseudogleyen auf den Endmoränen aus Schmelzwassersanden, Geschiebelehm und Geschiebedecksanden (20 % der Fläche).

Probenahme und Methoden

Auf Ackerflächen wurden entlang von 11 Transekten, die eine Länge von 800 bis 1600 m aufwiesen, Bodenproben aus dem Ap-Horizont entnommen. Der Probenabstand betrug 20 oder 25 m. Die Proben wurden luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt. Mittels Standardmethoden wurden C_{org} -Gehalt (im Folgenden C-Gehalt), N_{org} -Gehalt, pH-Wert und Körnung (Fingerprobe) bestimmt. Über digitale Karten wurden entlang der Transekte die Bodentypen (nach BÜK 50) und die Nutzungsgeschichte der Jahre 1780-1995 ermittelt. Die Daten wurden statistisch und geostatistisch analysiert (u.a. Verteilungsform, Trendanalyse, Variogramme, Varianzspektren).

Ergebnisse und Diskussion

Unterschiede zwischen Altäckern und jüngeren Umbrüchen

Die C-Gehalte auf Altäckern (mindestens seit 1901 als Ackerland genutzt) unterscheiden sich signifikant von den Flächen, die erst in jüngerer Zeit (1950 und jünger) umgebrochen worden sind: *Die C-Gehalte der Altäcker sind niedriger und variieren weniger stark.* Zwei Beispiele: Der C-Gehalt für ein charakteristisches *Altacker*-Transekt (Abb. 1) in der Talsandniederung beträgt durchschnittlich 1,8 % mit einem Variationskoeffizienten (VK) von 17 %. Der Mittelwert eines *Umbruchsflächen*-Transektes (Abb. 2) im Talsand beträgt 3,2 % C mit VK 39 %. Auch wenn die Variabilität in den Altackerflächen vergleichsweise gering ist, so kann der C-Gehalt innerhalb weniger Dekameter noch um 1 % C variieren. Die hohe Variabilität in den Umbruchsflächen umfasst Spannweiten von bis zu 7 % C.

Die Variogramme der Transekte zeigen räumliche Ähnlichkeitsbereiche mit Werten von 60 bis maximal 300 m. Weiterhin auffällig ist die Tatsache, dass die Varianz-Spektren von 10 der 11 Transekte signifikante, periodische Schwingungen mit Periodenlängen von ca. 30 bis 900 m nachweisen. Ursachen für diese räumlichen Strukturen der Variabilität können u.a. historische Flureinteilungen, rezente Bewirtschaftungsmaßnahmen und periglaziale Prozesse sein.

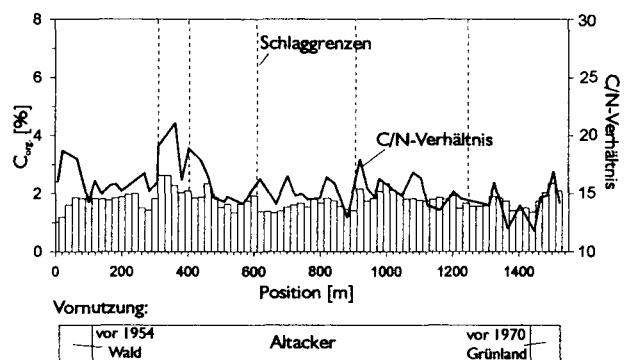


Abb. 1: C-Gehalte, C/N-Verhältnisse und Vornutzung des Transektes "Fuhrberg Süd" (Gley-Podsol).

Langfristig hohes Mineralisationspotenzial bei Umbruchsflächen

Wenn angenommen wird, dass sich die C-Gehalte der Altackerflächen in einem ackerspezifischen Gleichgewichtszustand befinden, so haben die jüngeren Umbruchsflächen mit ihren höheren C-Gehalten dieses Niveau noch nicht erreicht und bis zum Erreichen desselben wird weiterhin Humus mineralisiert. Für das in Abb. 2 dargestellte *Umbruchsflächen*-Transekt würde dies bedeuten, dass der grau

* Universität Hannover, Institut für Bodenkunde, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover
email: brinkmann@ifbk.uni-hannover.de

gefärbte Anteil der C-Gehalte in Zukunft noch mineralisiert wird, bis das Niveau von ca. 1,8 % C (aus Abb. 1 abgeleiteter Gleichgewichtswert für *Altäcker*) erreicht ist. Es dauert etwa 60-100 Jahre bis die Umbruchsflächen ein ackertypisches Gleichgewichtsniveau erreicht haben (vgl. SPRINGOB et al. 2001). Der Humus-Überschuss reicht örtlich aus, um für mehrere Jahrzehnte den Trinkwassergrenzwert für NO₃ (50 mg/l) zu überschreiten.

Ob tatsächlich sämtlicher überschüssiger Humus mineralisiert wird, kann von der Qualität der organischen Substanz abhängen. Aus Abb. 1-3 kann entnommen werden, dass es deutliche Unterschiede in den C/N-Verhältnissen gibt, welche ebenfalls im Zusammenhang zur Vornutzung stehen. So haben z.B. Bereiche mit ausschließlicher Grünland-Vornutzung niedrigere C/N-Verhältnisse als die Bereiche mit einer Wald- oder Heide-Vornutzung. Dass diese Unterschiede in der Humus-Zusammensetzung auch das Abbauverhalten beeinflussen ist anzunehmen.

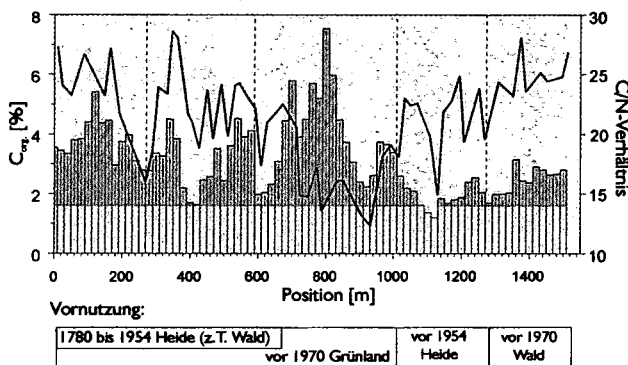


Abb. 2: C-Gehalte, C/N-Verhältnisse und Vornutzung des Transektes "Fuhrberg Nord" (Podsol). Weiß: Altackertypischer Gleichgewichtswert (1,8 %C); Grau: Potenzieller C-Überschuss.

Unterschiede zwischen Talsand und Endmoränen

Das C-Niveau (und damit auch die ackertypischen Gleichgewichtswerte) der Böden der Endmoränen ist systematisch niedriger als das der Talsandgebiete. Das Endmoränen-Transekt "Hellendorf" (Abb. 3) hat im Bereich der alten Ackerfläche eine relativ niedrige Variation (VK 18 %), ähnlich dem Talsand-Transekt in Abb. 1. Das Niveau ist hier mit durchschnittlich 1,0 % C jedoch deutlich niedriger als im Talsand und das obwohl die Tongehalte in den Endmoränenböden um durchschnittlich 1 % höher liegen. Offensichtlich ist der Tongehalt bei Sandböden ein schlechter Indikator für den C-Gehalt (vgl. SPRINGOB et al. 2001).

Andere Endmoränen-Transekte mit stärkerer Podsolierung oder Pseudovergleyung (nicht abgebildet) legen nahe, dass dort die Altäcker mit durchschnittlich 1,6 % C etwas höhere Gleichgewichtswerte erreichen als im Gebiet Hellendorf.

Das Transekt in Abb. 3 zeigt weiterhin einen deutlichen Anstieg der C-Gehalte (um durchschnittlich 1,2%) mit dem Nutzungswechsel von altem Ackerland zu in den 50er Jahren umgebrochenem Grünland. Dabei ist jedoch zu beachten, dass sich der ehemalige Grünlandbereich in einer Tieflage des Reliefs befindet, so dass die erhöhten C-Gehalte teilweise auch durch erhöhte Bodenfeuchte und Erosionsprozesse begründet sein können.

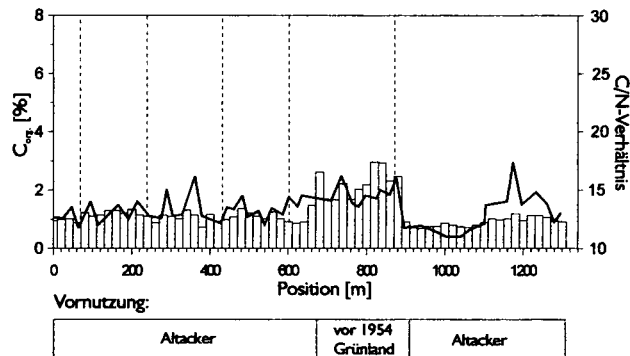


Abb. 3: C-Gehalte, C/N-Verhältnisse und Vornutzung des Transektes "Hellendorf" (Pseudogley-Braunerde).

Schlussfolgerungen

1) Einfluss der Nutzungsgeschichte:

-Altäcker haben C-Gehalte von durchschnittlich 1,0 bis 1,8 % und eine niedrige Variabilität (VK 15-20 %).

-Die jüngeren Umbrüche (seit 1950 oder jünger) haben durchschnittlich um ca. 1% höhere C-Gehalte als die Altäcker. Die Variabilität ist jedoch groß (VK 30-60 %), so dass örtlich Gehalte von über 7 % C erreicht werden. Die Umbruchsflächen scheinen erst nach 60 bis 100 Jahren ein neues, ackertypisches C-Gleichgewicht zu erreichen. Das Mineralisationspotenzial kann zu Grundwasserbelastungen und einer erschwerten Erfolgskontrolle von grundwasserschonenden Maßnahmen beitragen.

2) Einfluss des Ausgangssubstrates:

Endmoränenstandorte haben i.a. geringere C-Gehalte als Standorte der Talsandniederungen. Innerhalb dieser Gruppen deutet sich eine detailliertere Gliederung anhand von Bodentypen an; für genauere Aussagen ist die Stichprobenzahl zu gering. Bei Sandböden korrelieren Tongehalte und C-Gehalte nicht.

3) Weitere nicht systematisch untersuchte Faktoren, wie z.B. Mikrorelief, aktuelle und rezente Grundwasserstände oder Bewirtschaftungsmaßnahmen, müssen an der Variabilität der C-Gehalte beteiligt sein.

4) Die Überlagerung der Einflussfaktoren macht eine Quantifizierung des Einflusses einzelner Faktoren extrem schwierig. Die Überlagerung von Faktoren ist eher die Regel als der Einzelfall. Z. B. gehen ehemalige Nutzungswechsel meistens mit einem Wechsel des Bodentypes, der Reliefposition oder anderen Faktoren einher.

5) Die Variabilität der C-Gehalte ist durch relativ kleinräumige räumliche Strukturen gekennzeichnet, wie es Variogramme und Varianz-Spektren zeigen. Über die zugrunde liegenden Prozesse können bislang nur Hypothesen aufgestellt werden.

Literatur

- BBodSchG: Bundes-Bodenschutzgesetz (idF v. 17.3.1998), Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 16.
- SPRINGOB, G. et al. (2001): Welche Bedeutung hat der Pool des 'passiven' oder 'inerten' organischen Kohlenstoffes in Ap-Horizonten aus tonarmen Sanden? (Diese Tagung).
- STREBEL, O. et al. (1988), Z. Pflanzenemähr. Bodenk., 151, 341-347.

Erfassung von Bodenerosion durch Wasser in den (semi-)ariden Subtropen am Beispiel des Drâa-Einzugsgebietes (Südmorokko)

B. Chafik, J. Botschek, A. Skowronek

Einführung

Innerhalb des Integrativen Management-Projekts für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika (IMPETUS) werden u.a. die Ressource Boden als Wasserspeicher und dessen irreversibler Verlust durch Bodenerosion in Benin (Projektbereich A) und in Marokko (Projektbereich B) untersucht. Insgesamt beschäftigt sich B mit der Wasserbilanz des Drâa-Einzugsgebietes und den sozio-ökonomischen Implikationen.

Untersuchungsgebiet

Das ca. 30.000 km² große obere und mittlere Drâa-Einzugsgebiet erstreckt sich vom Hohen Atlas (>4000 m NN) mit einem semihumiden Klima bis zur Salztonpfanne des Lac Iriki (ca. 445 m NN) mit einem vollariden Klima.

Methodisches Vorgehen

Zunächst sollen 10 ausgesuchte Teilbereiche (Projektgemeinschaft), die auf einer Länge von ca. 350 km entlang eines Höhen- und Ariditätsgradienten in repräsentativen Geomorphen Einheiten ausgewählt wurden, nach dem Catena-Prinzip bodenkundlich erfaßt werden, da keine Bodenkarten für das Untersuchungsgebiet vorliegen. Dazu wurden schon über 60 Profile nach der FAO angesprochen

und beprobt. Die nächste Geländekampagne mit Beprobung der südlichen Gebiete erfolgt im Herbst 2001.

Anhand bodenkundlicher Kartierungen ergeben sich über Profilverkürzungen an Hängen und über Kolluvien Hinweise auf historische Bodenerosion durch Wasser.

Es gibt auch intensiven Bodenabtrag auf fast ebenen Flächen, wie tief freigelegte Wurzeln (Abb.1) und freigespülte Steine belegen. Er ist aber nicht auf das jeweilige Einzugsgebiet extrapolierbar. Eine andere Möglichkeit ergibt sich aus der Beobachtung an Erosionsnägeln, deren Auswertung wegen der seltenen Niederschlagsereignisse aber in den südlichen Gebieten ungewiß bleibt.



Abb.1: Tief freigelegte Dattelpalmwurzeln

Um die aktuelle Erosion zu ermitteln, werden Schadenskartierungen linienhafter Erosionsformen nach einer Kartieranleitung (DVWK,

1996) durchgeführt und deren Abtragsvolumina bestimmt (Abb.2).

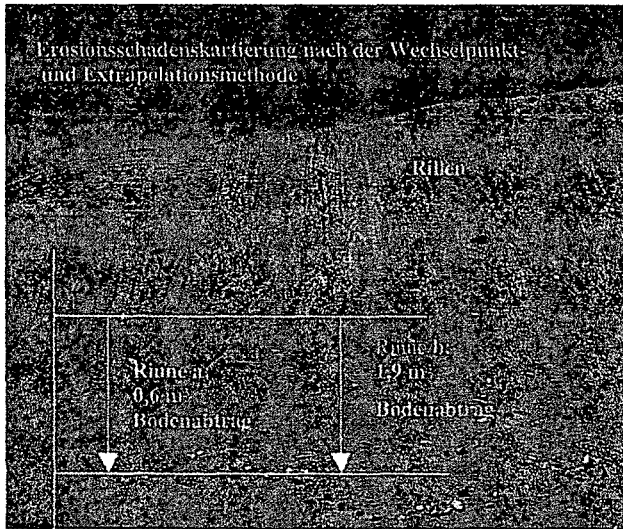


Abb.2: Schadenskartierung

Ihre weitere Entwicklung wird ebenfalls über eingeschlagene, vormarkierte Erosionsnägel verfolgt. Das geschieht an Standorten, die nicht Gefahr laufen, durch zu hohe Schuttbewegung bei Erosionsereignissen oder durch Geli-Solifluktion bzw. Schneeschmelze der periglazialen Hochgebirgslagen gelockert oder verschüttet zu werden. Durch das weit verbreitete Steinpflaster und die überwiegend sehr skelettreichen Rohböden sind davon allerdings große Flächen im Untersuchungsgebiet betroffen.

Die Potentielle Erodierbarkeit wird an allen Standorten mit Hilfe der Universal Soil Loss Equation (USLE) geschätzt.

Vergleichbare Landschaftseinheiten sollen durch Auswertung von hochauflösenden Satellitenbildern ermittelt und die Abträge extrapoliert werden. Sedimentationen in Stauseen, vor allem des größten bei Ouarzazate gelegenen Mansour Eddahbi (ca. 500 Mio. m³

Stauraum), sollen den semiquantitativ ermittelten Abträgen gegenübergestellt werden.

Fazit

Offensichtlich pastorale Übernutzung hat im gesamten Einzugsgebiet zu einer Auflichtung der Vegetation geführt, wie Reliktstandorte (z.B. Heiligen-Friedhöfe) belegen. Steinpflaster und Bodenkrusten, die einen natürlichen Schutz vor Abtrag darstellen, sind häufig gestört. Die Steinpflaster werden auf Agrarstandorten zwecks einfacherer Bearbeitung entfernt und die (fossilen) Bodenkrusten durch Überfahren mit schweren Fahrzeugen irreversibel geschädigt. Ergebnis sind eine akzentuierte Erosionslandschaft vor allem in den Hochgebirgslagen und z.T. Badland-Entwicklung in Lößlandschaften. Dabei tritt das gesamte Spektrum an Erosionsformen auf. Die rezenten Abtragungsgeschwindigkeiten sind weiter und genauer zu quantifizieren.

Dank

Wir danken dem BMBF, dem MSWF-NRW und der Universität Bonn für die Förderung in IMPETUS.

Literatur

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239: 62 S.

Isomerenspezifische Analytik von Nonylphenolen zur Vorhersage ihres Verhaltens in Böden

Rolf-Alexander Düring¹, Sebastian Krahe, Xiaolei Zhang, Stefan Gäth

Hintergrund

Nonylphenol (NP) gehört zu den endokrin wirksamen Stoffen – Umweltchemikalien, die das Hormonsystem von Mensch und Tier beeinträchtigen können. Trotz großer Produktionsmengen und weitverbreitem Auftreten in verschiedenen Umweltkompartimenten ist über das Verhalten von Nonylphenol in Böden wenig bekannt.

Nonylphenol stellt - bedingt durch dessen Synthese - ein Gemisch verschiedener Homologe und Isomere dar. Weiterhin weisen diese Substanzen immer einen polaren und einen unpolaren Teil auf, so dass deren Verhalten in der Umwelt schwer vorhersehbar scheint.

Böden werden wahrscheinlich sowohl über den Luftpfad als auch über Klärschlamm-, Wirtschaftsdünger- und Pflanzenschutzmittelanwendungen mit Nonylphenol belastet. Der Sachverhalt, dass NP eventuell im Boden selbst gebildet werden könnte, ist weder bewiesen noch widerlegt. Bislang gibt es nur eine Arbeitsgruppe, die Daten zu NP in der Gasphase veröffentlicht hat (Dachs et al., 2000). Sie stellte Verflüchtigung von NP aus dem Mündungsgebiet des Hudson River (USA) als eine NP-Quelle für die regionale Atmosphäre fest. Weiterhin wird davon ausgegangen, dass, bei durchaus höheren Belastungen in anderen Gebieten der Erde, die ubiquitäre Verteilung von Nonylphenol über die Gasphase bzw. Aerosole gefördert wird.

Zahlreiche Methoden existieren, um Nonylphenol aus den verschiedensten Umweltproben zu analysieren. Die verschiedenen Ansätze resultieren aus der

schwierigen Fragestellung, das komplexe und oberflächenaktive Gemisch in wiederum sehr komplexen Matrices zu bestimmen.

In der Vergangenheit wurde die HPLC zum quantitativen Nachweis von NP herangezogen. Hierbei geht jedoch die Information über das Isomerenmuster verloren, da die Isomere zu einem einzelnen Peak zusammengefasst werden. Fortschritte wurden in jüngster Zeit von Gundersen (2001) gemacht, die in ihrer Arbeit 12 Peaks auflösen konnte. Die bislang beste Trennleistung gelingt mittels der Gaschromatographie; so konnten Wheeler et al. (1997) 18 verschiedene Isomere auftrennen, um mittels Interpretation der Massenspektren auf 22 vermutete Isomere zu kommen.

Gundersen (2001) berichtet von geschätzten (mit dem Programm ChemDraw) K_{ow} -Werten (Octanol/Wasser-Verteilungskoeffizient) von 4,78 bis 5,72 für einzelne vorgeschlagene Isomere des para-Nonylphenols. Dies deutet darauf hin, dass die Biokonzentration einzelner Isomere möglicherweise unterschiedlich sein wird.

Lediglich hinsichtlich des Abbaus wird erwogen, ob die einzelnen Isomere unterschiedliches Umweltverhalten zeigen. In einer Arbeit von Hawrelak et al. (1999) wird von einer Gruppe recalcitranter Isomere gesprochen, die nach längerer Inkubationsdauer im Boden gegenüber den restlichen Isomeren in höherer Konzentration vorkamen.

Experimentelles

Mittels eines Experimentes zur Sorptionskinetik soll hier das unterschiedliche Verhalten der Isomere anhand der verzweigten und des linearen Vertreters der NPs gezeigt werden. Hierfür wurden ¹⁴C-markierte, verzweigte Isomere dem unverzweigten, nicht markierten Nonylphenol gegenüber gestellt.

Wird das Verhältnis der Konzentrationen zwischen verzweigten Isomeren (4-iso-NP) und dem linearen

¹Institut für Landeskultur
Justus-Liebig Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32
D-35392 Gießen
mail: rolf-alexander.duering@agr.uni-giessen.de

Vertreter (4-n-NP) zu Beginn des Kinetikversuchs auf 1 gesetzt, verändert sich dieser Wert bis zum Zeitpunkt 1 h bis auf >5 (Abb. 1). Die Konzentration des linearen NP nimmt gegenüber den verzweigten Isomeren schneller ab, was unter den gegebenen Bedingungen einer rascheren Verteilung in die organische Phase des Bodens zuzuschreiben ist.

Die Verzweigung des Nonylrests schränkt vermutlich die Diffusion und spezifische Wechselwirkungen zwischen Sorbat und Sorbent unter Nicht-Gleichgewichtsbedingungen ein.

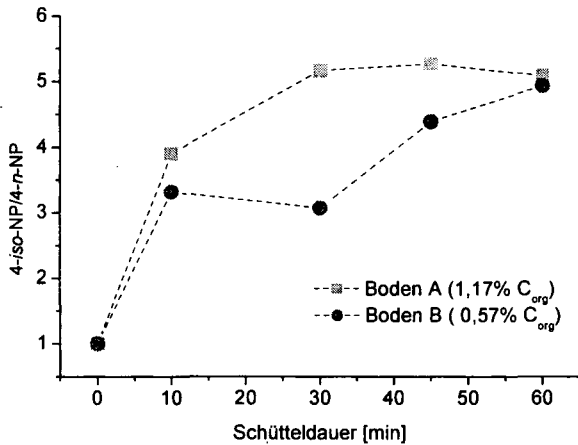


Abb. 1: Konzentrationsverhältnisse der verzweigten Isomere zum linearen Vertreter des Nonylphenols in der flüssigen Phase in Abhängigkeit der Versuchsdauer in einem Sorptionsversuch

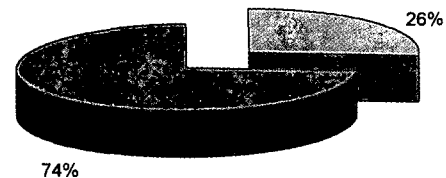
Erste Ergebnisse zur Isomerenzusammensetzung innerhalb der unterschiedlichen Phasen Boden-Wasser-Luft, die anhand von Laborversuchen gewonnen wurden, zeigen deutlich den bevorzugten Übergang der verzweigten Isomere in die Gasphase (Abb. 2).

Folgerung

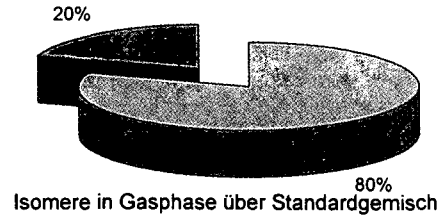
Das Umweltverhalten von NP, welches von seiner Flüchtigkeit, Sorption und dem Abbau bestimmt wird, ist für die einzelnen Isomere unterschiedlich.

Die Eignung des linearen Nonylphenols - von vielen Arbeitsgruppen dem Isomeregemisch als „Modellsubstanz“ vorgezogen - zur Prüfung des Verhaltens von Nonylphenol in Böden ist kritisch zu überdenken.

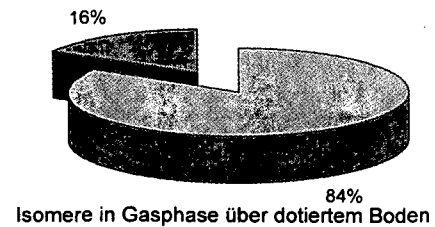
Vor diesem Hintergrund sollte eine isomerenspezifische Analytik und Bewertung von Nonylphenolen vorgenommen werden.



74%
26%
Isomere im wässrigen Standardgemisch



20%
80%
Isomere in Gasphase über Standardgemisch



16%
84%
Isomere in Gasphase über dotiertem Boden

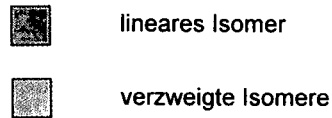


Abb. 2: Anteile ausgewählter Isomere von NP in einem Standardgemisch, verglichen mit den Anteilen in dessen Gasphase und in der Gasphase eines mit diesem Gemisch dotierten Bodens

Literatur

Dachs, J., Van Ry, D.A., Eisenreich, S. J. Environ. Sci. Technol. (1999), 33, 2676-2679.
 Gundersen, J.L. J. of Chromatography A (2001), 914, 161-166.
 Hawrelak, M., E. Bennett, C. Metcalfe Chemosphere (1999), 39: 745-752.
 Wheeler, T.F., J.R. Heim, M.R. LaTorre, A.B. Janes. J. Chrom. Sci. (1997), 35, 19-30.

Die Arbeiten werden unterstützt von der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Projekt GA538/4-1 und der JLU Gießen mit einer Forschungsbeihilfe für Nachwuchswissenschaftler.

Unterscheidbarkeit von Böden in der hydrologischen Modellierung

K. Eckhardt*, C. Friedrich, H.-G. Frede

1 Einleitung

In physikalisch basierten hydrologischen Modellen gehören Kennwerte für den Boden zu den sensitivsten Parametern (Eckhardt et al., 1999), d.h. zu den Parametern, die das Modellierungsergebnis am stärksten beeinflussen. Die Parametrisierung des Bodens ist jedoch mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet (Tabelle 1). Vor dem Hintergrund dieser Parameterunsicherheit ist zu fragen, welche Böden sich im Ergebnis der hydrologischen Modellierung überhaupt signifikant unterscheiden lassen. Die Antwort auf diese Frage ist von erheblicher Bedeutung für die Beurteilung, ob Bodenkarten in ihrer derzeitigen Form als Eingangsinformation für die Modellierung geeignet sind und welche Genauigkeitsanforderungen von Seiten der hydrologischen Modellierung an die Bodenkunde hinsichtlich der Parametrisierung des Bodens zu stellen sind.

2 Böden

Die in der vorliegenden Untersuchung betrachteten Böden sind typisch für den südöstlichen Randbereich des Rheinischen Schiefergebirges:

- **BB**: Braunerde aus lössreichem, grusführendem Schluff (Hauptlage) über Schluffschutt (Basislage aus Schiefer/Paläozoikum)
- **p3BBn**: podsolige Braunerde aus lössführendem, grusführendem Lehm (Hauptlage) über Sandschutt (Basislage aus Quarzit/Paläozoikum)
- **SS-LL**: Pseudogley-Parabraunerde aus lössreichem, grusführendem Schluff (Hauptlage) über lößreichem, grusführendem Ton (Mittellage) über tiefem Schluffschutt (Basislage aus Schiefer/Paläozoikum)
- **YK**: vergleyter Kolluvisol aus lössreichem grusführendem Kolluvialschluff (Holozän mit Schiefer/Paläozoikum) über tiefem grusführendem Ton (Basislage aus Schieferzerst/Tertiär)

Für diese Böden wurden jeweils Unsicherheitsbereiche für vier Parametern abgeleitet (Tabelle 1):

- die Mächtigkeit aus der Generallegende der Bodenkarte 1:50 000 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie
- die Rohdichte aus Profilmessungen
- die nutzbare Feldkapazität nach Renger (1971)
- der Durchlässigkeitsbeiwert nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA3, 1982).

3 Untersuchungsmethode

Es soll eine Aussage darüber gefunden werden, ob sich die oben angeführten Böden im Ergebnis einer hydrologischen Modellierung signifikant unterscheiden lassen. Dazu wird die von Eckhardt et al. (2001a) vorgestellte Unterscheidungsniveau-Schätzung angewendet. Sie besteht im ersten Schritt aus Monte-Carlo-

Boden	Horizont	Mächtigkeit [mm]	Rohdichte [g/cm ³]	nutzbare Feldkapazität [mm/mm]	Durchlässigkeitsbeiwert [mm/h]
Braunerde (BB)	1	20 - 80	0,55 - 1,40	0,17 - 0,23	17 - 42
	2	180 - 520	1,10 - 1,80	0,13 - 0,17	4 - 17
	3	200 - 1400	1,50 - 1,90	0,00 - 0,10	4 - 17
podsolige Braunerde (p3BBn)	1	20 - 80	0,79 - 1,45	0,14 - 0,21	42 - 125
	2	220 - 580	1,26 - 1,81	0,08 - 0,16	4 - 42
	3	160 - 1340	1,50 - 1,90	0,01 - 0,10	17 - 42
Pseudogley-Parabraunerde (SS-LL)	1	20 - 80	0,70 - 1,20	0,16 - 0,24	17 - 42
	2	220 - 580	1,25 - 1,55	0,14 - 0,20	4 - 42
	3	300 - 600	1,40 - 1,70	0,12 - 0,17	4 - 17
	4	200 - 1200	1,55 - 1,90	0,01 - 0,10	4 - 17
Kolluvisol (YK)	1	20 - 80	0,70 - 1,20	0,17 - 0,24	17 - 42
	2	480 - 1180	1,10 - 1,50	0,16 - 0,20	4 - 42
	3	100 - 400	1,40 - 1,70	0,15 - 0,17	4 - 17
	4	200 - 1200	1,55 - 1,90	0,05 - 0,15	4 - 17

Tabelle 1: Parametrisierung der Böden.

Simulationen, in denen die Parameterwerte für jeden Boden zufällig innerhalb vorgegebener Intervalle variiert werden. Im vorliegenden Fall sind dies die Wertebereiche in Tabelle 1, wobei als Zusatzbedingung eine systematische Zunahme der Dichte mit der Tiefe berücksichtigt wurde. Für jede Parameterwertkombination wird ein Modelllauf durchgeführt. Man erhält damit Häufigkeitsverteilungen für Ausgabevariablen des Modells, die im zweiten Schritt paarweise miteinander verglichen werden. Dazu wird eine als "Unterscheidungsniveau" bezeichnete Größe berechnet. Das Unterscheidungsniveau $S_y(A,B)$ drückt die Wahrscheinlichkeit aus, dass zwei Böden A und B, die im Rahmen der natürlichen Unsicherheit parametrisiert wurden, unterschiedliche Werte der Ausgabevariablen y erzeugen. Überschneiden sich die miteinander verglichenen Häufigkeitsverteilungen der Ausgabevariablen nicht, so ist $S_y(A,B)=1$. Werden zwei identische Verteilungen miteinander verglichen, so ist $S_y(A,B)=0$. Signifikanz wird angenommen, wenn $S_y(A,B) > 0,9$.

4 Hydrologisches Modell

Um zu gewährleisten, dass die Simulationsergebnisse allein Unterschiede aufgrund der Parametrisierung des Bodens zeigen, werden die hydrologischen Berechnungen nicht an einem natürlichen, sondern an einem künstlichen Einzugsgebiet vorgenommen, das als V-förmig eingeschnittenes Tal mit einer Hangneigung von 15% gestaltet ist. Im gesamten künstlichen Einzugsgebiet wird jeweils Bedeckung mit nur einem Boden angenommen. Der Bewuchs besteht aus Nadelwald. Es liegt ein Festgesteinsgrundwasserleiter vor. Dominierende Abflusskomponente ist der Zwischenabfluss, der vorwiegend am Übergang vom Lockerzum Festgestein entsteht.

Die Berechnung der hydrologischen Prozesse erfolgt mit der Version SWAT-G (Eckhardt et al., 2001b) des Programms SWAT (Soil and Water Assessment Tool; Arnold et al., 1998). Es handelt sich dabei um ein konzeptionelles verteiltes Modell zur Nachbildung des Wasser- und Stoffhaushalts in meso- bis makroskaligen Einzugsgebieten. Als Ausgabevariablen werden langfristige Mittelwerte der Grundwasserneubildung und des Gerinneabflusses betrachtet.

* Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen
Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Gießen
E-mail: Klaus.Eckhardt@agr.uni-giessen.de

5 Ergebnisse

Aus den Monte-Carlo-Simulationen resultieren die in Abbildung 1 gezeigten Häufigkeitsverteilungen. Jede Simulation umfasste 10 000 Modellläufe.

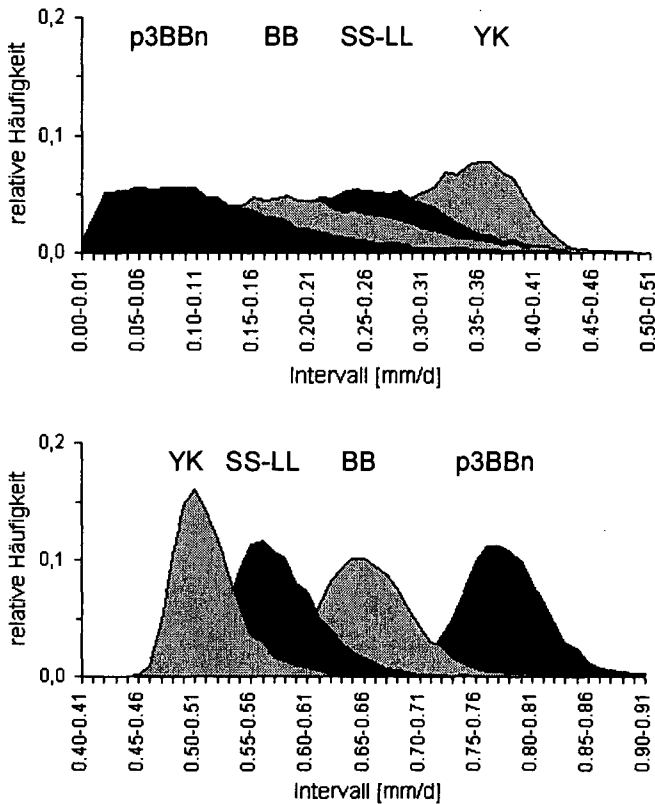


Abbildung 1: Häufigkeitsverteilungen der berechneten mittleren Grundwasserneubildung (oben) und des mittleren Gerinneabflusses (unten).

Bezüglich der mittleren Grundwasserneubildung verursacht die Parameterunsicherheit eine solch breite Streuung der Ergebnisse, dass eine signifikante Unterscheidung der Böden nicht möglich ist. Hinsichtlich des mittleren Gerinneabflusses sind dagegen Differenzierungen möglich. Problematisch ist hier lediglich die Pseudogley-Parabraunerde (SS-LL), die weder von dem Kolluvisol (YK) noch von der Braunerde (BB) signifikant unterschieden werden kann, wie es die Werte für das Unterscheidungsniveau in Tabelle 2 anzeigt.

	BB	SS-LL	p3BBn
SS-LL	0,68		
p3BBn	0,92	1,00	
YK	0,98	0,60	1,00

Tabelle 2: Unterscheidungsniveaus in Bezug auf den mittleren Gerinneabfluss.

Insgesamt erzeugt die podsolige Braunerde (p3BBn) den höchsten Gerinneabfluss, da sie im untersten, auf der Festgesteinsbasis aufliegenden Horizont die höchste hydraulischen Leitfähigkeit aufweist. Dies begünstigt einen schnellen lateralen Abfluss bei gleichzeitiger Reduzierung der Grundwasserneubildung. Den niedrigsten Gerinneabfluss verursacht der Kolluvisol, da er die höchste nutzbare Feldkapazität besitzt.

6 Schlussfolgerungen

Bodenkarten in ihrer derzeitigen Form sind als Eingangsinformation für die hydrologische Modellierung nur bedingt geeignet. Je nach verwendetem Modell und Zielgröße der Modellierung muss damit gerechnet werden, dass sich Kartiereinheiten in ihrer Wirkung nicht signifikant unterscheiden lassen. Entsprechendes Kartenmaterial sollte daher durch Zusammenlegung von Einheiten vereinfacht werden bevor es in die Modellierung eingeht: Einerseits um die Modellerstellung zu vereinfachen, den Modellumfang zu reduzieren und damit die Berechnungen zu beschleunigen, andererseits um nicht eine Genauigkeit in der Modellierung vorzutauschen, die vor dem Hintergrund der Parameterunsicherheit als nicht signifikant zu beurteilen ist.

Ziel weiterer Anstrengungen muss es sein, die Unsicherheit in der Parametrisierung des Bodens zu reduzieren. Ein Teil der Unsicherheit ist darauf zurückzuführen, dass bei der Kartierung Daten über vergleichsweise große Raumeinheiten zu aggregieren sind. Bodenkarten mit einer höheren räumlichen Auflösung würden daher dazu beitragen, die Unsicherheit in der Modellierung zu verringern. Es müssen außerdem weitere Daten über den Boden gesammelt werden, beispielsweise um Pedotransferfunktionen zu präzisieren, sowie neue Methoden entwickelt und angewendet werden, die zusätzliche Informationen über den Boden liefern (Friedrich et al., 2001).

Literatur

- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah, J. R. Williams, 1998: Large area hydrologic modeling and assessment, part I: model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34, 73-89.
- Eckhardt, K., C. Friedrich, H.-G. Frede, 2001a: Soil parameter uncertainty and its consequences for hydrologic modeling. Zur Veröffentlichung eingereicht.
- Eckhardt, K., S. Haverkamp, N. Fohrer, H.-G. Frede, 2001b: SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. Zur Veröffentlichung angenommen durch *Physics and Chemistry of the Earth*.
- Eckhardt, K., N. Fohrer, S. Haverkamp, H.-G. Frede, 1999: Einfluss der Güte der Bodeninformation auf die Modellierung des Landschaftswasserhaushalts. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*, 91, 1197-1200.
- Friedrich, C., N. Fohrer, H.-G. Frede, 2001: Fuzzy-Sets als Werkzeug zur Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen. In diesem Band.
- KA3 (ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden), 1982: *Bodenkundliche Kartieranleitung*, 3. Auflage. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Renger, M., 1971: Die Ermittlung der Porengrößenverteilung aus der Körnung, dem Gehalt an organischer Substanz und der Lagerungsdichte. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 130, 53-67.

Regionale Variabilität prozessbeeinflussender Parameter des Bodenwasser- und Stickstoffhaushaltes in der ungesättigten Zone jungpleistozäner Standorte nordostdeutscher Agrarlandschaften

Eulenstein, F.¹, L. Müller², U. Schindler², E.S. Dobers³ und M. Willms¹

1. Einleitung

Die jungpleistozänen Böden Norddeutschlands weisen aufgrund

ihrer Genese eine besonders große Heterogenität des Bodenaufbaus und der hydrologischen Eigenschaften auf. Bodentypen und Substrate wechseln sehr kleinräumig und beeinflussen Speicher- und Transportvorgänge.

Für die Übertragung der am Punkt ermittelten Prozesse in die Flächen- und Landschaftsskala ist es zwingend notwendig, die räumliche Variabilität der Kenngrößen des Wasser- und Stoffhaushaltes zu berücksichtigen (KUTILEK und NIELSEN, 1994).

Das Ziel dieser Untersuchungen bestand deshalb darin, eine Vorstellung davon zu bekommen, welches Ausmaß die Variabilität ausgewählter Parameter auf charakteristischen grundwasserfernen jungpleistozänen Böden besitzt.

Im einzelnen waren in bezug auf die wasser- und stoffflussrelevanten Parameter Bodenwassergehalt und Nitratkonzentration der Bodenlösung folgende Fragen zu klären:

1. Wie groß ist die Variabilität dieser Meßgrößen auf grundwasserfernen Standorten unterschiedlicher Geogenese?
2. Nimmt die Variabilität mit der Tiefe zu oder ab?
3. Besteht räumliche Autokorrelation der Meßwerte, wenn ja, wie groß ist deren Reichweite?
4. Welchen Einfluß besitzt die Landnutzung auf Größe und Variabilität der Nitratmengen und Bodenwassergehalte?

2. Material und Methoden

2.1 Standorte

Die geologische Landschaftsgenese des im Jungpleistozän geprägten nordostdeutschen Tieflandes führte zur Bildung von charakteristischen glazigenen Sequenzen, die jeweils aus Grundmoräne, Endmoräne, Sanderfläche und Urstromtal bestehen.

Für die Untersuchungen wurden zwei Standorte auf der Grundmoräne, zwei weitere auf der Endmoräne und einer auf der Sanderfläche des Frankfurter Stadiums der Weichselkaltzeit ausgewählt. Die Substrat-Ablagerungsprozesse in Endmoränennähe führten zur Bildung von Böden mit sehr heterogener Substratschichtung. Die Ursache dieser extremen Heterogenität kann in der Oszillation der Eisrandlage mit den damit einhergehenden wechselnden Sedimentationsbedingungen gesehen werden.

Die Landnutzung dieser Standorte ist charakteristisch für die geologischen Standorttypen und Substrate. Grund- und Endmoränengebiete mit nur mäßiger Reliefierung werden überwiegend ackerbaulich genutzt, während Sanderflächen häufig Kiefernforsten und Grasbrache tragen.

2.2 Beprobung und Analysen

Auf jedem Standort wurden auf einer weitgehend ebenen und homogen erscheinenden quadratischen Fläche von einem Hektar jeweils 100 Bohrpunkte (bei Standort Sander-Brache 0,5 ha und 50 Bohrungen) im Raster von 10 m*10 m beprobt.

Die insgesamt 450 Bohrungen wurden jeweils bis zu einer Tiefe von 4,2 m abgetäuft. Die Entnahme von Bodenproben zur Wasser- und Nitratkonzentrationsbestimmung erfolgte in Kompartimenten zu jeweils 30 cm Schichtmächtigkeit.

Die Bestimmung der Wassergehalte erfolgte gravimetrisch. Der Nitratnachweis wurde nach einer Extraktion von 200 g feldfeuchtem Bodenmaterial mit 400 ml 0,02 n Kalziumchlorid-Lösung photometrisch durchgeführt. Die analysierten Nitratkonzentrationen des Extraktes wurden zur Bestimmung der Nitratkonzentration des Bodenwassers auf die gravimetrisch bestimmte Bodenwassermenge bezogen und unter der Annahme einer Dichte des Bodens von 1,5 g/cm³ in kg N/ha umgerechnet.

Die Termine der Beprobungen wurden so gelegt, daß aufgrund der vorhergehenden winterlichen Niederschlagsmengen die ermittelten Bodenwasser-Gehalte als Feldkapazitäten der Böden zu interpretieren sind.

2.2 Statistische Auswertung

Für die Wassergehalte und Nitratkonzentrationen wurden für jedes Tiefenkompartiment eines Standortes der Mittelwert, die Standardabweichung, der Variationskoeffizient und das Konfidenzintervall des Mittelwertes berechnet. Anschließend wurden die Ergebnisse einer geostatistischen Analyse unterzogen. Die Theorie geht von der Abhängigkeit benachbarter Meßpunkte aus (KUTILEK und NIELSEN, 1994). Es wurden Semivariogramme berechnet und Modellfunktionen angepaßt. Die Variabilität wurde nach den Kriterien Punktbeobachtungsfehler, Strukturvarianz, Reichweite der Autokorrelation und Anisotropie bewertet.

Die Berechnung der Semivarianz basiert auf der Theorie der regionalisierten Variablen. Die Semivarianz ist ein Maß für die statistische Unabhängigkeit zwischen Datenpaaren, deren räumliche Zuordnung durch Abstandsintervalle entlang eines Vektors definiert werden kann.

Die graphische Darstellung der Semivarianz über die Distanz ist das Semivariogramm. Häufig zeigt das Semivariogramm eine Steigung und erreicht ein Maximum. Diese "Schwelle" wird als "sill" oder Schwellen-Semivarianz bezeichnet. Die Distanz, bei der das Maximum erreicht wird, ist der "range" oder die Autokorrelationslänge

3 Ergebnisse

3.1 Räumliche Variabilität des Bodenwassergehaltes (bei sogenannter Feldkapazität)

Die Größenordnungen der Wassergehalts-Durchschnittswerte entsprechen den substratabhängigen Erwartungswerten der Wassergehalte bei Feldkapazität. Die Standardabweichungen variieren mit der Ausnahme des sehr homogenen Standorts Sander-Brache in der ungesättigten Zone zwischen 4 und 6 Vol.% Wasser. Die Variationskoeffizienten der Wassergehalts-Durchschnittswerte liegen zwischen 37 und 63 %. Die diesbezüglich homogeneren Böden des Standorts Sander-Brache weisen bei Wassergehalten von nur 7-8 Vol.% eine Standardabweichung von lediglich 2 Vol.% Wasser auf, was einem Variationskoeffizienten von 26 – 32 % entspricht.

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, feulenstein@zalf.de

² Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für Bodenlandschaftsforschung

³ Nuthquelle, Wölmsdorfer Weg 3a, 14913 Niedergörsdorf

3.1.1 Tiefenabhängige Variabilität

Die Variabilität der gemessenen Wassergehalte nimmt auf den Standorten Grundmoräne-Stilllegung, Endmoräne-Acker, Endmoräne-Forst und Sander-Brache mit der Tiefe zu, wobei sich deutliche Differenzierungen zwischen den Tiefenstufen der Standorte zeigen.

3.1.2 Räumliche Autokorrelation

Die Bodenwassergehalte weisen auf allen Standorten eine deutliche räumliche Autokorrelation auf. Der Kurvenverlauf ist jedoch relativ flach. Die Struktursemivarianz (C) beträgt etwa nur 30 – 60 % der Punkt-Semivarianz.

Die geschätzte Reichweite der Autokorrelation liegt bei allen Standorten zum Teil außerhalb des Untersuchungsabstandes von 141 m (Diagonale der Untersuchungsfläche). Im Mittel der sandigen Standorte kann eine räumliche Homogenität der Meßwerte im Bereich von 20 bis 600 m unterstellt werden. Zwischen den untersuchten Tiefenbereichen bestehen deutliche Differenzierungen. Am homogensten ist der oberflächennahe Bereich (0 – 1 m). Die Heterogenität nimmt etwa bis zur Tiefe von 3 m zu. Der Tiefenbereich 3 – 4 m ist wieder als deutlich homogener zu beurteilen als der Bereich 2 – 3 m. Die Reichweite der Autokorrelation vermindert sich mit der Tiefe, das heißt, die Ausdehnung systematisch beeinflusster Boden-Wassergehalte nimmt ab. Der Tiefenbereich 3 – 4 m weist eine deutlich kleinräumigere Strukturierung auf.

Die Standorte Grundmoräne-Acker, Endmoräne-Forst und Sander-Brache sind insgesamt als relativ großflächig homogen zu beurteilen (Reichweite > 200 m), die Standorte Grundmoräne-Sander und Endmoräne-Acker als kleinflächig strukturiert (Reichweite 20 – 40 m).

3.2 Einfluß der Landnutzung auf die räumliche Variabilität der Nitrat-Stickstoffmengen und -konzentration im Bodenwasser

Die Größenordnungen der Nitratmengen und Nitratkonzentrationen werden von der Art und vor allem der Intensität der Landnutzung (Stickstoff-Bilanzüberschuss), in ihrer lokalen Variabilität jedoch auch von den Differenzen der Abflußbildung beeinflusst.

Aus den Messungen wird deutlich, daß sich vor allem der ackerbaulich genutzte Grundmoränen-Standort mit Stickstoffmengen zwischen 20 und 22 kg N/ha*30 cm und Nitratkonzentrationen zwischen 55 und 83 mg NO₃-N/l Bodenwasser in der ungesättigten Zone von allen anderen abhebt.

Bei den anderen Untersuchungsflächen liegen die Stickstoffmengen zwischen 0 und 3 kg N/ha*30 cm und demzufolge unter Berücksichtigung der gemessenen Wassergehalte die Nitratkonzentration in der Bodenlösung bei maximal 8 mg NO₃-N/l.

Die Variationskoeffizienten dieser beiden Parameter variieren in der ungesättigten Zone dieser Standorte zwischen 141 und 376 % des Mittelwertes.

Bei der intensiv bewirtschafteten Ackerfläche liegen die Variationskoeffizienten lediglich zwischen 78 und 100 %.

Im sehr intensiv durchwurzelten Raum, bis einen Meter Tiefe, läßt sich auf den beiden ackerbaulich genutzten Untersuchungsflächen bei Mittelwerten von 10 kg N/ha*30 cm und 19 kg N/ha*30 cm ein Variationskoeffizient von 103 bzw. 68 % berechnen.

3.1.1 Einfluß der Landnutzung auf die räumliche Autokorrelation

Analog der Bodenfeuchte tritt auch bei den Nitratkonzentrationen der Bodenlösungen zum Teil eine deutliche Autokorrelation mit ebenfalls relativ flachem Verlauf der Kurven im Semivariogramm auf. Die Reichweite der Autokorrelation ist jedoch geringer, bei hoher Düngungsintensität sogar deutlich geringer, und liegt im Mittel bei etwa 50 m. Offensichtlich haben anthropogene Einflüsse und die N-Aufnahme der Vegetationsdecke zu einer kleinräumigeren Strukturierung geführt. Der intensiv genutzte Ackerstandort auf der Grundmoräne weist eine deutliche kleinräumige Strukturierung auf.

4. Diskussion

Die Untersuchungsergebnisse haben gezeigt, daß die Variabilität von Bodenwassergehalten grundwasserferner Standorte unterschiedlicher Geogenese beträchtlich sein kann.

Die flächenhafte Variabilität der überwiegend vom bodenbildenden Substrat abhängigen Bodenwassergehalte nimmt auf den Untersuchungsflächen, bewertet an den Variationskoeffizienten, in der Reihenfolge

Sander < Grundmoräne < Endmoräne zu.

Diese Reihung der Standorttypen ist aufgrund der Geogenese zu erwarten gewesen und auch von SCHMIDT et al., 1988 bei der Ausweisung von Heterogenitätstypen der Bodendecke auf der Grundlage der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung für eine andere Region des Nordostdeutschen Tieflandes nachgewiesen worden. Bereits WILDING (1984) konnte ermitteln, daß die Bodenwassergehalte mit Variationskoeffizienten von mehr als 15 % zu den Parametern mit großer Variabilität innerhalb einer Landschaft zählen.

Das Ausmaß der ermittelten Heterogenitäten ist jedoch bemerkenswert hoch. Die Variationskoeffizienten variieren zwischen 26 und 63 %. Aus der Autokorrelationslänge kann ein systematischer Entfernungseinfluß im Bereich von 20 bis 250 m unterstellt werden.

In der Tendenz wird die Variabilität der Bodenwassergehalte mit zunehmender Tiefe größer; die Autokorrelationslängen werden kürzer. Die flächenhafte Variabilität dieses Parameters wird daher mit zunehmender Tiefe bis zur untersuchten Maximaltiefe größer.

Die berechneten Variabilitäten der Nitratmengen und Konzentrationen sind für die "extensiv" genutzten Standorte Sander-Brache, Endmoräne-Acker und Grundmoräne-Stilllegung unter der Berücksichtigung zu interpretieren, daß angesichts der äußerst geringen gemessenen Mengen und Konzentrationen die analytische Nachweisgrenze für Nitrat einen Einfluß auf die Ergebnisse haben könnte.

Tendenziell läßt sich jedoch die Aussage treffen, daß die flächenhafte Variabilität der Nitratmengen im Boden und Nitratkonzentrationen der Bodenlösungen wesentlich größer ist als die der Bodenwassergehalte. Sie steigt relativ zum Mittelwert mit abnehmender Düngungsintensität bzw. mit anderen N-Einträgen an.

Literatur

- WILDING, L.P. (1984): Pedogenesis and Soil Taxonomy, Amsterdam.
- KUTILEK, M., NIELSEN, D. (1994): Soil hydrology, Textbook for students of soil science, agriculture, forestry, geology hydrology, geomorphology and other related disciplines, Cremlingen-Destedt.
- SCHMIDT, R., DIEMANN, R. (1988): Übersichts-karte, Standortgruppen der landwirtschaftlichen Nutzflächen der DDR, in: Ergebnisse und Aufgaben der Bodenforschung in der DDR, Tagungsband Bodenkundliche Gesellschaft, Berlin.

Waldbodenrestauration mit Hilfe des ROTREE-Verfahrens

Auswirkungen auf die Bodeneigenschaften der Stauwasserböden des Soonwaldes (Hunsrück)

FAUTH, GUNILD*, SCHNEIDER, RAIMUND*, SCHRÖDER, DIETMAR* & SCHÜLER, GEBHARD**

Einleitung und Zielsetzung

Im Rahmen eines nachhaltigen und naturnahen Wiederaufbaukonzeptes gilt es ungünstigen Bodenbedingungen von Problemstandorten wie Bodenverdichtung, Versauerung und ungenügende Nährlementversorgung bei der Neuaufforstung von Windwurfflächen mit Laubmischbeständen u. a. gerätetechnisch und mit Dünger entgegenzuwirken, um das Wachstum wie auch die Standsicherheit der zukünftigen Bestände zu verbessern. Hierfür kommt zur Zeit ferner das ROTREE-Verfahren der Firma P & P Baumschulen in Verbindung mit einer Nesterpflanzung in Anlehnung an die Methode von SZYMANSKI (1986) auf Wiederaufforstungsflächen zum Einsatz, welche nur eine unzureichende Naturverjüngung ermöglichen. Die mechanische Anlage der punktuellen Pflanzplätze erfolgt von systematisch angelegten Erschließungslinien aus, die später als Rückegassen genutzt werden. Hierbei wird ein flächiges Befahren des Waldbodens vermieden.

Ziel des vorliegenden Projektes war es, die initialen Auswirkungen des ROTREE-Verfahrens hinsichtlich des Bearbeitungsergebnisses und der evtl. systembedingten Bodenschäden mit Hilfe bodenphysikalischer, -mechanischer und -chemischer Parameter aufzuzeigen und mit bisherigen Restaurationsverfahren zu vergleichen. Weiterhin sollte die Methode der Eichen-Nesterpflanzung in Verbindung mit dem ROTREE-Einsatz beurteilt werden.

Methodik

Hierzu konnten im Soonwald (Hunsrück, Forstamt Neupfalz) durch die Unterstützung der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz zwei Versuchsfelder mit typischen Pseudogleyböden aus Quarzit-/Grauwackengebiet ausgewählt werden, die 1990 von den Orkantiefs "Vivian" und "Wiebke" sturmgeräumt wurden. Im November 1996 erfolgte die Pflanzplatzmelioration mit dem mechanischen ROTREE-Verfahren (Foto 1) und anschließender Handpflanzung von jeweils 21 Stiel- bzw. Traubeneichen pro Pflanzplatz in Nesterkultur.

Die ermittelten bodenkundlichen Parameter der Feldbodenkunde, der Bodenphysik, der Bodenmechanik und der Bodenchemie wurden sowohl in ungelockerten, gewachsenen Böden (NULL) als auch in meliorierten Pflanzplätzen (ROTREE) in jeweils 3 bzw. 5 Tiefenstufen ermittelt. Signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten Varianten der jeweiligen Tiefenbereiche sind in den Graphiken mit "*" gekennzeichnet.

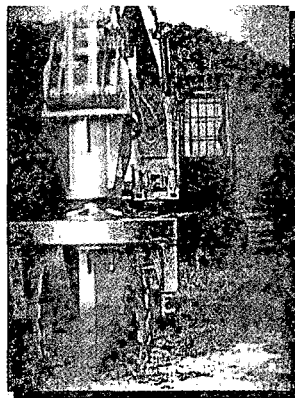


Foto 1: ROTREE-Aggregat mit 2 beweglichen Kultivatorscheiben und 2 Grubberzinken (P & P BAUMSCHULEN 2000)

Ergebnisse und Diskussion

Durch die initialen Auswirkungen, die 1 - 1½ Jahre nach dem ROTREE-Einsatz ermittelt wurden, lässt sich ein deutlicher Lockerungserfolg in den Pflanzplätzen ableiten. Neben der Verbesserung der Gesamtporenvolumens (Fig. 1) besonders im Unterboden bewirkt die Vergrößerung des Grob- und Mittelporenvolumens eine deutliche Erhöhung der Wasser- und Luftleitfähigkeiten sowie eine Reduktion der effektiven Lagerungsdichten und der Eindringwiderstände. Bei generell trockeneren Standortbedingungen sind diese positiven Effekte deutlicher nachweisbar als bei nassen Böden. Durch den meliorativen mechanischen Einsatz bis in eine Tiefe von durchschnittlich 68 cm wurde zudem auch das Wasserspeichervermögen in den gesamten Pflanzarealen etwa um 25 % vergrößert.

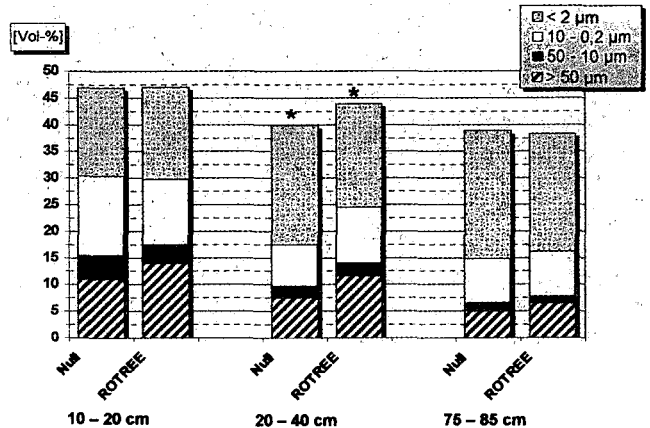


Fig. 1: Mittelwerte der Porengrößenanteile am Gesamtporenvolumen (GPV) [Vol.-%] aus n = 4 (NULL) und n = 8 (ROTREE)

Aufgrund des bodenlockernden Eingriffes kommt es temporär zu Bodenstabilitätsverlusten, was sich in der Reduktion der Vorbelastungswerte zeigt (Fig. 2). Bei Bodenauflasten von rund 50 kPa im Oberboden und > 80 kPa im unteren Lockerungsbereich treten irreparable Rückverdichtungserscheinungen mit deutlichen Verschlechterungen der bodenphysikalischen Standortseigenschaften ein, was aber in der Praxis kein Problem verursachen sollte, da eine Befahrung der Pflanznester untersagt ist.

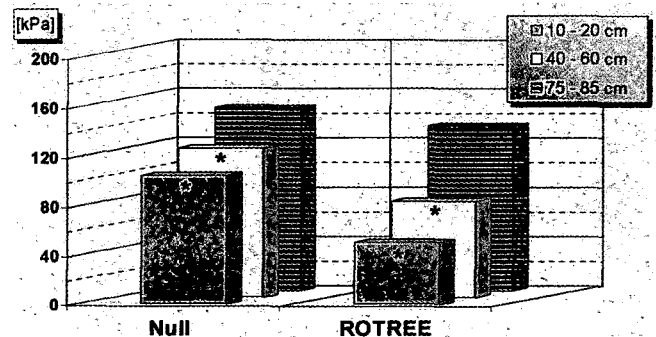


Fig. 2: Mittelwerte der Vorbelastungen (Pv) [kPa] aus n = 4 (NULL) und n = 8 (ROTREE)

Infolge der eingemischten Dolomitzugabe von 10 kg pro Pflanzplatz konnte der pH-Wert deutlich erhöht und somit der Bodenzustand in den Silikat-Pufferbereich (pH > 5) überführt werden (Fig. 3 und 4). Außerdem ist eine gewichtige Aufwertung der effektiven Kationenaustauschkapazität und der Basensättigung nachweisbar, so dass einem

* Universität Trier • FB VI • Fach Bodenkunde • 54286 Trier

** Forstliche Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz • Abteilung Waldwachstum • 67705 Trippstadt

Kontakt: faut6101@uni-trier.de

Mangel der Eichensetzlinge an basisch wirkenden Nährelementen vorgebeugt werden kann.

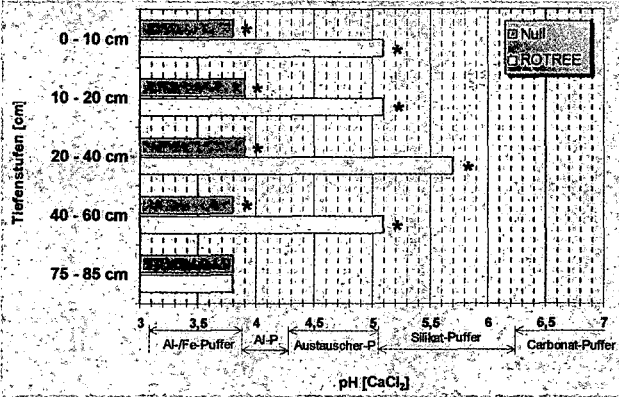


Fig. 3: Mittelwerte der Bodenaziditäten (pH CaCl₂) aus n = 4 (NULL) und n = 8 (ROTREE)

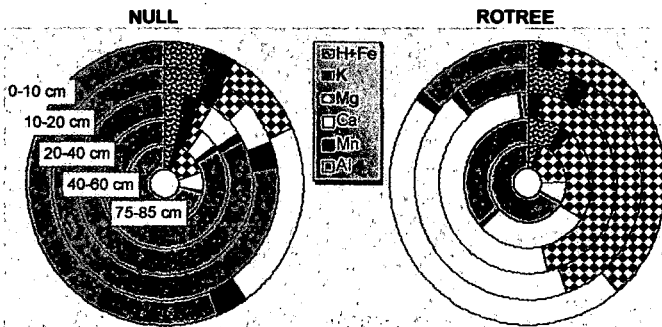


Fig. 4: Mittelwerte der Ionenanteile an der effektiven Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) aus n = 4 (NULL) und n = 8 (ROTREE)

Der große Anwuchserfolg der neubegründeten Eichenesterkulturen wird meist durch eine hohe Vitalität der 21 Stiel- bzw. Traubeneichen bestätigt. Dennoch muss sowohl die vereinzelt punktuell konzentrierte Dolomitanreicherung im Oberboden der Pflanzplätze als auch die z. T. wassersammelnde Wirkung der Meliorationstöpfe (u. a. durch Randverschmierungen, Sd-Charakteristik) in nassen Böden kritisch beurteilt werden.

Fazit

Die Ergebnisse konnten belegen, dass stark verdichtete, versauerte und stauwasserbeeinflusste Windwurfflächen besonders bei hinreichend niedrigem Bodenwassergehalt erfolgreich durch das bodenpflegliche ROTREE-Verfahren punktuell restauriert werden können, was sich generell an der Verbesserung der diversen Bodeneigenschaften zeigt. Für einen nachhaltigen Lockerungserfolg ist eine Umstrukturierung der Waldbestände im Sinne der naturnahen Waldwirtschaft unabdingbar, so dass zukünftig infolge stabiler und elastischer Bestände vermutlich mit geringeren Dispositionen gegenüber Windwurf und anderen Umwelteinflüssen (z. B. Schädlingsbefall) zu rechnen ist (Fig. 5).

- SZYMANSKI, S. (1986): Die Begründung von Eichenbeständen in „Nest-Kulturen“ – Eine wirksame und sparsame Methode des Waldbaus auf wüchsigen Standorten.- Der Forst- und Holzwirt, Jg. 41, Nr. 1, S. 3 - 7.
- P & P BAUMSCHULEN (2000): Homepage.- In: <http://www.naturforst-technik.de>.

Ein ganz besonderer Dank gilt der Forstlichen Versuchsanstalt Rheinland-Pfalz für die finanzielle Unterstützung des Projektes.

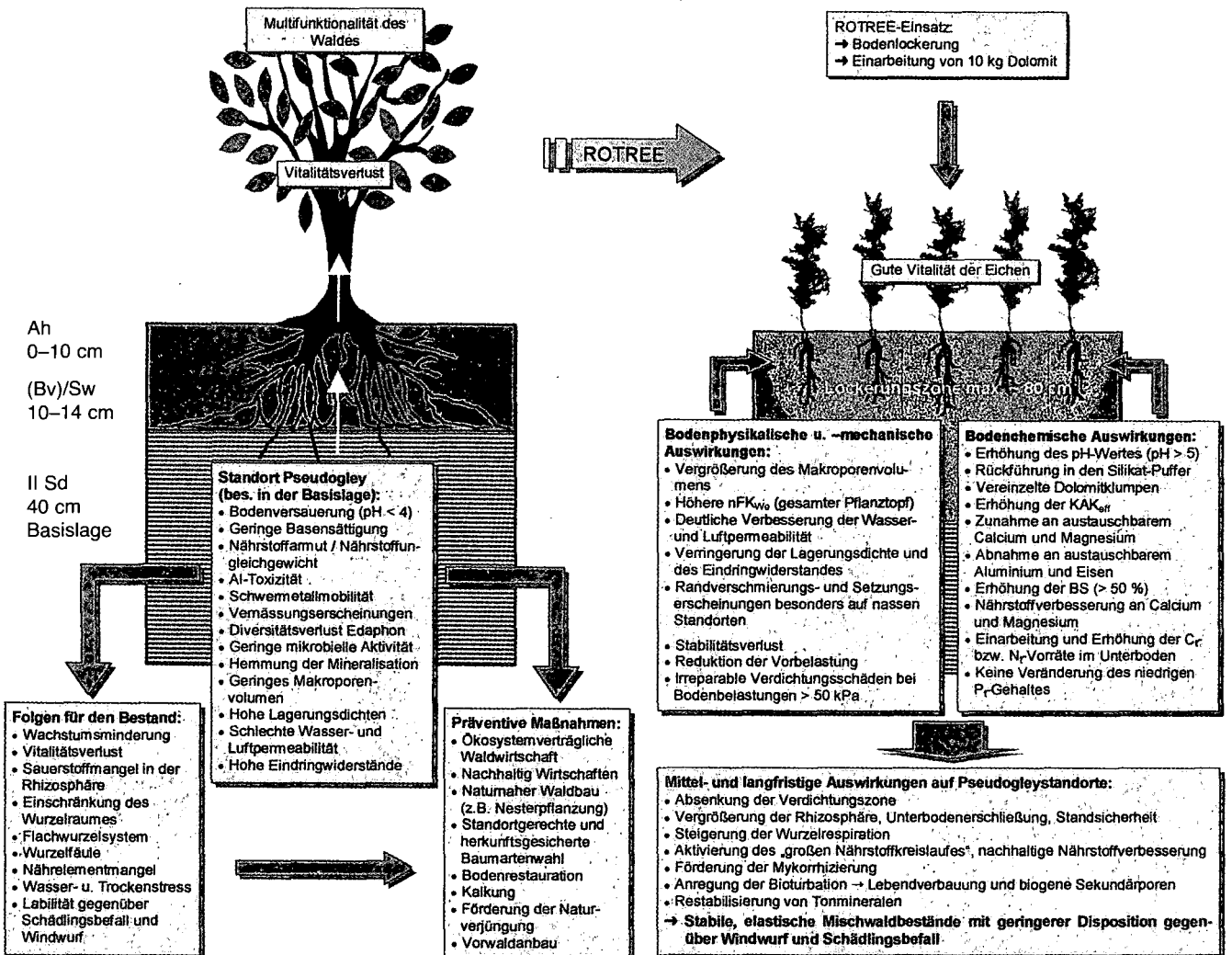


Fig. 5: Schematischer Überblick über die Standortbedingungen von Stauwasserböden sowie deren kurzfristige und mittel- bis langfristige Veränderungen nach einer Bodenrestaurierung durch das ROTREE-Verfahren (eigene Darstellung)

Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung des Landschaftswasserhaushaltes zur Bewertung tragfähiger Landnutzungskonzepte

Nicola Fohrer¹, Thomas Lenhart, Hans-Georg Frede

1. Einleitung

Landschaften erfüllen eine Vielzahl von Funktionen, die von der regionalen Landnutzung beeinflusst werden. So sind neben der Grundwasserneubildung, dem potenziellen Hochwasserrisiko und dem Stoffhaushalt auch Funktionen wie das landwirtschaftliche Einkommen oder Habitategenschaften von Flora und Fauna von Nutzungswechseln oder Managementalternativen betroffen. Durch EU-Fördermaßnahmen oder auch Flurneuordnungsverfahren wird die Landnutzung ganzer Regionen beeinflusst. GIS-gestützte Modellsysteme können einen Beitrag zur Transparenz von Landnutzungsentscheidungen auf dieser Skala beitragen, indem sie Konsequenzen des Nutzungswandels aufzeigen.

2. Material und Methoden

Das mesoskalige Wasser- und Stoffhaushaltsmodell SWAT-G (Arnold, et al., 1998; Eckhardt et al., 2001), das im SFB 299 modifiziert und für mitteleuropäische Verhältnisse angepasst wurde, wird auf seine Eignung zur Bewertung von Landnutzungsoptionen überprüft (Fohrer et al., 2001) und im Verbund mit den ebenfalls GIS-gestützten Modellen ProLand (Möller et al., 1999) und YELL (Spiekermann, 2001) zur Ermittlung von Transferbeziehungen zwischen ökonomischen und ökologischen Landschaftsfunktionen eingesetzt. Das hydrologische Modell wurde an mehreren Einzugsgebieten mit einem weiten Nutzungsspektrum kalibriert und validiert (Tab. 1).

Tab. 1: Testeinzugsgebiete

EZG	Größe (km ²)	Aktuelle Landnutzung (%)					
		Wald	Acker	Grünland	Brache	Siedlg	Sonst.
Dill	692.8	56.1	4.8	21.8	9.2	8.5	-
Aar (Herborn-seelbach)	133.6	54.1	11.1	19.6	10.5	4.7	-
Dietzhölze	81.7	55.4	0.5	10.1	27.6	6.4	-
Haiger	62.8	66.8	0.4	17.6	11.1	4.1	-
Aar (Bischoffen)	59.8	41.9	24.6	19.5	-	4.1	9.9
Weiberbach	6.3	5.2	55.4	22.0	-	14.1	3.2
Krofdorf B	0.3	100.0	-	-	-	-	-

Zur Erstellung der Trade-Off Beziehungen zwischen verschiedenen Landschaftsfunktionen wurden von dem ökonomischen Modell ProLand Nutzungsszenarien vorgegeben, die von allen drei Modellen am Beispiel des Aar-Einzugsgebietes (Pegel Bischoffen) analysiert wurden. Betrachtet wurde die Veränderung der Landnutzung, wie sie sich ergeben könnte, wenn sich die mittlere Schlaggröße durch Flurordnungsmaßnahmen verändert. Die Schlaggröße wurde schrittweise von 0.5 ha bis 2 ha variiert (Abb. 1).

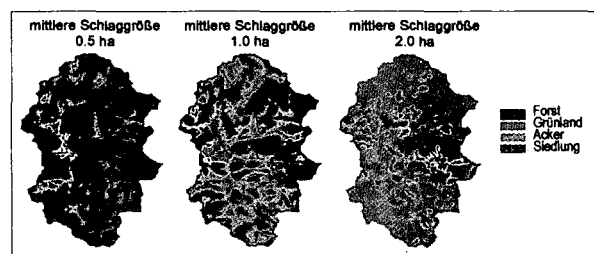


Abb. 1: Landnutzungsszenarien für das Aar Einzugsgebiet (Pegel Bischoffen)

3. Ergebnisse und Diskussion

Für Kalibrierung von SWAT auf Tagesbasis wurde eine mittlere Modellgüte von 0.71 unab-

hängig von der Einzugsgebietsgröße bzw. der Höhe des Forstanteils erreicht. Die Validierung an einem getrennten Datensatz ergibt nur geringfügig schlechtere Werte (0.66).

Tab. 2: Kalibrierung und Validierung für verschiedene Testeinzugsgebiete

EZG	Nash / Sutcliffe - Index		r	
	Kalibrierung	Validierung	Kalibrierung	Validierung
Monatswerte				
Dill	0,90	-	0,98	-
Tageswerte				
Aar (Herborn-Seelbach)	0,86	0,69	0,83	0,84
Dietzhölze	0,74	0,78	0,87	0,89
Halger	0,75	0,78	0,87	0,89
Aar (Blechoffen)	0,67	0,63	0,64	0,80
Welherbach	0,50	0,57	0,70	0,66
Kroftdorf B	0,72	0,53	0,84	0,73

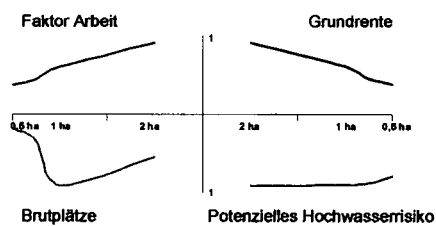


Abb. 2: Multidisziplinäre Transferbeziehungen zwischen Landschaftsfunktionen, Beispiel Aar-Einzugsgebiet

Bei steigender Schlaggröße und damit sinkendem Forstanteil steigt der Bedarf am Faktor Arbeit und die erzielte Grundrente in der Region steigt. Gleichzeitig erhöht sich das potenzielle Hochwasserrisiko, während die Nesterzahl für die Goldammer zunächst anwächst (1 ha-Szenarium), aber bei stark zunehmender Acker- und Grünlandnutzung wieder rückläufig ist.

4. Fazit

Das hydrologische Modell SWAT wurde erfolgreich auf mitteleuropäische Einzugsgebiete mit weitem Nutzungsspektrum übertragen. Mehrdimensionale Transferfunktionen für Landschaftsfunktionen können durch interdisziplinäre Modellierung erstellt werden. Regionale Effekte des Landnutzungswechsels gehen jedoch durch die starke Aggregation verloren. Daher ist eine räumlich/zeitlich differenzierte Analyse der Landschaftsfunktionen für die Ableitung von begleitenden Maßnahmen unerlässlich.

Literatur

ARNOLD, J.G., R. SRINIVASAN, R.S. MUTTIAH, WILLIAMS, J.R., 1998. Large area hydrologic modeling and assessment. Part 1: Model development. *J. Am. Water Res. Assoc.* 34(1), 73-89.

ECKHARDT, K., HAVERKAMP, S., FOHRER N., AND FREDE, H. G. (2000): SWAT-G, a modified version of SWAT. submitted.

FOHRER, N., S. HAVERKAMP, K. ECKHARDT AND H.-G. FREDE (2001): Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth. B: Hydrology, Oceans and Atmosphere.* 26(7-8): 577-582.

MÖLLER, D., B. WEINMANN, M. KIRSCHNER UND F. KUHLMANN, 1999: Auswirkungen von Politik- und Strukturmaßnahmen auf räumliche Verteilung und Erfolgskennzahlen der Landnutzung: GIS-basierte Simulation mit ProLand. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung,* 40(5/6): 197-201.

SPIEKERMANN, 2001: Modellierung und Simulation des Einflusses verschiedener Habitatstrukturen auf die Verbreitung der Goldammer (*Emberiza Citrinella*) im Lahn-Dill-Bergland. Diplomarbeit.

Fallstudien zur Überprüfung der „Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung“ (ABAG) mit ¹³⁷Cäsium

Oliver Frey*, Norbert Billen*, Karl Stahr*

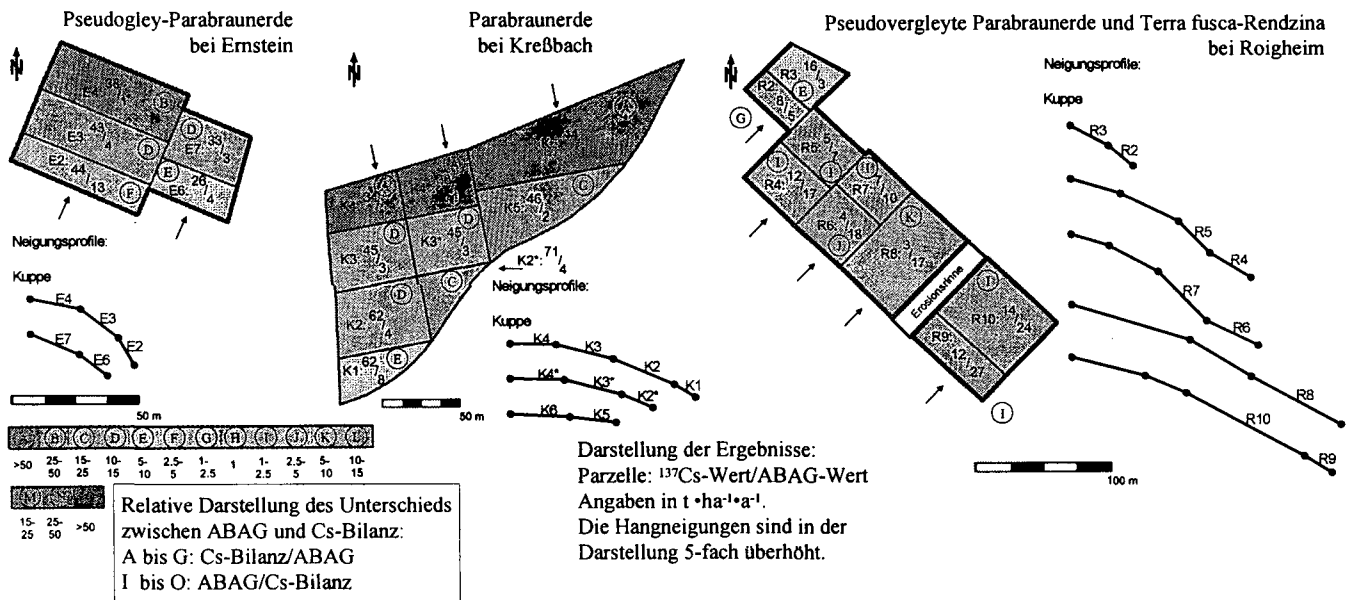
FRAGESTELLUNG

Im Rahmen des Modellvorhabens „Kulturlandschaft Hohenlohe“ (Kirchner-Heßler et al., 1999) wurde ein Schlüssel zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Bodenerosion und Schutzmaßnahmen auf Grundlage der ABAG entwickelt. Die Gültigkeit der ABAG im Südwestdeutschen Projektgebiet soll exemplarisch mittels einer ¹³⁷Cäsium-Massenbilanz geprüft werden.

MATERIAL UND METHODEN

Der Vergleich fand auf drei Ackerschlägen mit 4 Bodenformen statt: Parabraunerde aus Löß bei Kreßbach, pseudovergleyte Parabraunerde aus Löß und Terra fusca Rendzina aus Muschelkalk bei Roigheim sowie Pseudogley-Parabraunerde aus Löß über unterem Keuper bei Ernstein.

ERGEBNISSE



Aufgrund wechselnder Neigungsverhältnisse wurden die Flächen parzelliert und für jede Parzelle die Erosionsrate mit der ABAG nach Schwertmann et al. (1990) und der ¹³⁷Cs-Bilanz ermittelt. Für die ¹³⁷Cs-Bilanz wurden in der Regel an 9 Rasterpunkten jeder Parzelle mit dem Bohrstock bis zur unteren Grenze des Ap-Horizontes Mischproben entnommen. Eine für die Bilanz bedeutsame tiefergehende Verlagerung von ¹³⁷Cs wurde durch Vorversuche ausgeschlossen. Als Vergleichsbasis diente das ¹³⁷Cs-Inventar benachbarter Grünlandflächen (max. Entfernung: 400 m) mit einer Beprobungstiefe von 30 bis 35 cm Tiefe. Der ¹³⁷Cs-Gehalt wurde gamma-spektroskopisch bestimmt. Die Errechnung der Bodenerosionsraten erfolgte auf proportionaler Basis, wobei als Eintragszeitpunkt das Jahr 1963 festgelegt wurde, da hier die bedeutsamste ¹³⁷Cs-Deposition niederging (De Jong et al., 1982).

DISKUSSION

Plausibilitätskontrolle

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft in der zweiten Hälfte des 20. Jh. nahm die Bodenerosion stark zu (Bork et al., 1998; Clemens & Stahr, 1994). Dies findet sich häufig auch beim Vergleich zwischen den rezenten Erosionsraten und der seit dem Neolithikum stattgefundenen Gesamterosion wieder. Für die Parabraunerde in Kreßbach wurde die Gesamterosion über die theoretische Entkalkungstiefe bestimmt (Tab. 1). Demnach erscheinen die ABAG-Ergebnisse, im Gegensatz zum auf ¹³⁷Cs beruhenden Datensatz, als zu gering.

Quist (1984) hat unter vergleichbaren natürlichen und kulturtechnischen Rahmenbedingungen eine Erosionsrate von

13 t • ha⁻¹ • a⁻¹ in Kuppenlagen, von 36 t • ha⁻¹ • a⁻¹ am Oberhang (50 m Kuppenentfernung; Neigung: 4° - 5°) und von 64 t • ha⁻¹ • a⁻¹ am Unterhang (150 m Kuppenentfernung; 6° - 7°) gemessen. Da im Unterschied zur ¹³⁷Cs-Bilanzierung katastrophenartige Abtragsereignisse, Schneeschmelze und Massenversatz durch pflügen nicht berücksichtigt wurden, müssten diese Messungen die ABAG-Werte stützen. Wird z.B. der Pflugversatz einem Ansatz von Govers et al. (1994) folgend bei der ¹³⁷Cs-Bilanz berücksichtigt (Tab. 2), bekräftigen die Werte von Quist (1984) jedoch die Plausibilität der ¹³⁷Cs-Bilanz.

Aufgrund unterschiedlichen Bodeneigenschaften, der Kleinparzellierung bis 1975, der Abflußkonzentration in Rinnen und der pfluglosen Bodenbearbeitung seit 1990 ist von der pseudovergleyten Parabraunerde und der Terra fusca-

Parzelle	Gesamterosion	Anteil [%]	
	[t*ha ⁻¹]	¹³⁷ Cs-Bilanz	ABAG
K1	9150	25	3
K2	5400	42	3
K3	2450	68	5
K4	7650	16	0.3
K5	1900	90	4
K6	9150	18	0.3

Tab. 1: Anteil der rezenten Erosionsraten an der Gesamterosion

Rendzina in Roigheim im Vergleich zu Ernstein und Kreßbach mit kleineren Erosionsraten zu rechnen. Dies spiegelt sich in der ¹³⁷Cs-Bilanz wider, steht aber im Gegensatz zu den ABAG-Ergebnissen, die hier am größten sind.

Erosionsentwicklung im Hangverlauf

Die ABAG-Werte werden vom LS-Faktor bestimmt (s. Abb. 1). Dadurch ergibt sich eine charakteristische, auf der Struktur des LS-Faktors basierende Abtragsratenentwicklung: Auf der Kuppe werden sehr geringe Raten ermittelt, die mit zunehmender Kuppenentfernung stetig größer werden. Die größten Abträge mit der ABAG werden deshalb auf dem Schlag mit größter Kuppenentfernung in Roigheim bestimmt. Demgegenüber zeigt die ¹³⁷Cäsium-Bilanz bereits auf den Kuppen bedeutsame Erosionsverluste. In dieser Hangposition ist auch die Differenz zwischen beiden Methoden am größten.

Mit zunehmender Hanglänge wird die Differenz der beiden Methoden geringer, obschon die ¹³⁷Cs-Bilanzierung im Vergleich aller 3 Standorte kein eindeutiges Entwicklungsbild umreißt. Eine Variabilität, die durch einen LS-Faktor dieser Formelstruktur nicht dargestellt werden kann.

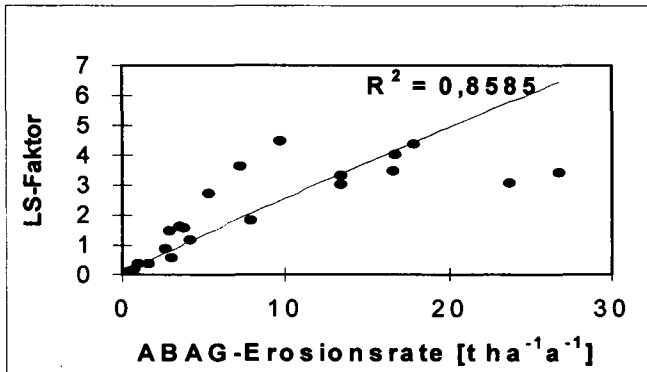


Abb.1: Einfluß des LS-Faktors auf die ABAG

SCHLUBFOLGERUNG

Die Gültigkeit der ABAG im Südwestdeutschen Projektgebiet sollte exemplarisch mittels einer ¹³⁷Cäsium-Massenbilanz geprüft werden. Diese stellt die Gültigkeit der ABAG auf den exemplarisch geprüften Löß-, Muschelkalk- und Lettenkeuperstandorten in Frage, auch wenn die Genauigkeit der ¹³⁷Cs-Bilanz nicht abschließend geklärt werden konnte.

Die Verwendung der ABAG als Basis für ein vereinfachtes Erosionsmodell mit dem Ziel, genaue Abtragsraten vorhersagen zu können, ist deshalb kritisch zu sehen. Gleichzeitig zeigen die durchgeführten Berechnungen zur Abschätzung der erosiven Wirkung von Bearbeitungsmaßnahmen auf, daß

Parzelle	Länge [m]	Neigungsänderung [%]	Abtrag [t*ha ⁻¹ *a ⁻¹]
E4	21	0 - 8,5	16 - 24
E7	23	0 - 10,5	18 - 27
K4	30	0 - 3	4 - 6
K6	35	0 - 2,5	3 - 4

Tab. 2: Erosion durch Bodenbearbeitung in Ernstein und Kreßbach

diese in einen praxisorientierten Schätzschlüssel Eingang finden müssen.

LITERATUR

Bork, H.-R., H. Bork, C. Dakhow, B. Faust, H.-P. Piorr & T. Schatz (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Wirkungen des Menschen auf Landschaften. Gotha und Stuttgart: Klett-Perthes.

Clemens, G. & K. Stahr (1994): Present and past soil erosion rates in catchments of the Kraichgau area (SW-Germany). In: Catena 22. S. 153-168.

De Jong, E., H. Villar & J. R. Bettany (1982): Preliminary investigations on the use of ¹³⁷Cs to estimate erosion in Saskatchewan. In: Canadian Journal of Soil Science 62. S. 673-683.

Govers, G., K. Vandaele, P. Desmet, J. Poesen & K. Bunte (1994): The role of tillage in soil redistribution on hillslopes. In: European Journal of Soil Science 45. S. 469-478.

Kirchner-Heßler, R., W. Konold, R. Lenz und A. Thomas (1999): Ökologische Konzeption für Agrarlandschaften, Modellprojekt Kulturlandschaft Hohenlohe - ein Forschungskonzept. In: Naturschutz und Landschaftplanung 31. S. 275-282.

Quist, D. (1984): Zur Bodenerosion im Zuckerrübenanbau des Kraichgaus. Ein Vergleich ausgewählter nicht flurbereinigter und flurbereinigter Gebiete. Heidelberg: Universität, Diss.

Schwertmann, U., Vogl, W. und Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser, 62 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.

Fuzzy-Sets als Werkzeug zur Quantifizierung unscharfer Bodeninformationen

Christian Friedrich¹, Nicola Fohrer & Hans-Georg Frede

Einleitung

Empirische, bodenkundliche Erhebungen entziehen sich oft aufgrund ihrer rein qualitativen Charakteristik einer Anwendbarkeit in Modellen. Die Parameteranforderungen der hydrologischen Modellierung an Bodenkarten richten sich auf eine hohe Informationsdichte der Bodeninformationen, sowie ein hohes Skalenniveau der Information: Modelle benötigen metrisch-quantitative Bodeninformationen, während konventionelle Bodenkarten auf qualitativ-empirischen Erhebungen beruhen. Neben einer möglichst treffenden quantitativen Angabe metrischer Bodenkennwerte ist jedoch v.a. die Kenntnis der Wertebereiche der Eingangsinformationen zur Modellkalibrierung und Unsicherheitsabschätzung von Interesse.

Methodik

Zur Quantifizierung rein qualitativer bodenkundlicher Flächeninformationen sollten Methoden Anwendung finden, die eine Berücksichtigung von Unschärfen erlauben. Unsichere Informationen sollten inhaltserhaltend, d.h. mit allen enthaltenen Unschärfen, verarbeitet werden, um Informationsverlust durch Klassifikation oder Mittelung zu unterbinden. Die Fuzzy-Set-Theorie (ZADEH 1965) ermöglicht die nicht-stochastische Beschreibung von Unsicherheiten und erlaubt hierfür auch die Verwendung sonst nicht nutzbarer Datenqualitäten. „Fuzzy“ bedeutet übersetzt soviel wie „unscharf“ oder „vage“.

Definition einer Fuzzy-Menge A einer Menge von Elementen X:

$$A = \{ (x, \mu_A(x)) \mid x \in X, \mu_A(x) \in [0, 1] \} \quad (1)$$

Ein Element einer Fuzzy-Menge wird gemeinsam mit seiner Zugehörigkeit als geordnetes Wertepaar $(x_i, \mu_A(x_i))$ formalisiert (1). Jedem Element $x \in X$ kann demnach eine Zahl $\mu_A(x)$ im Intervall $[0, 1]$ zugeordnet werden, die den Grad der Zugehörigkeit von x zur unscharfen Menge A repräsentiert. Die Abbildung μ_A heißt Zugehörigkeitsfunktion.

Zugehörigkeitsfunktionen können in verschiedener Form definiert werden. Besonders praktisch und flexibel zur Wiedergabe unscharfer Bodeninformationen erweist sich die Trapezform (Abb. 1). Trapezförmige Zugehörigkeitsfunktionen eignen sich sowohl zur Darstellung von Boxplots (TUKEY 1977) metrischer Bodeneigenschaften als auch zur Wiedergabe von Expertenwissen bezüglich qualitativer Bodenmerkmale, wie z.B. der Geländewasserhaushaltsstufen der forstlichen Standortkartierung (ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG 1996).

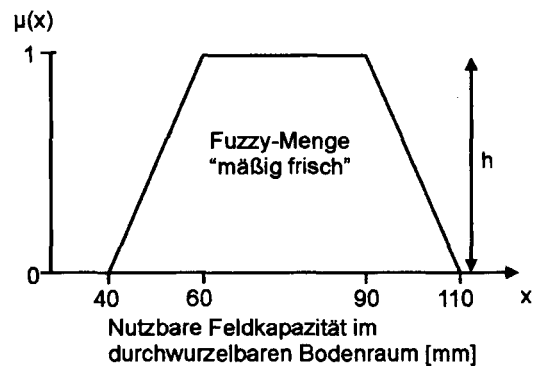


Abb. 1: Parametrisierung einer Fuzzy-Menge durch eine Experteninformation

So könnte die Darstellung der Zugehörigkeitsfunktion der Fuzzy-Menge „mäßig frisch“ (Abb. 1) in Bezug auf die Ausprägung der nutzbaren Feldkapazität im durchwurzelbaren Bodenraum (nFKdB) der Expertenmeinung eines Standortkartierers entsprechen, wonach ein mäßig frischer Standort sehr wahrscheinlich eine nFKdB zwischen 60 und 90 mm aufweisen wird, möglicherweise aber auch zwischen 40 und 110 mm. Die Unschärfe dieser Aussage wird durch den Zugehörigkeitsgrad $\mu(x) [0, 1]$ ausgedrückt.

Auch hinsichtlich der für die GIS-Implementation wesentlichen Parametrisierung erweist sich die Trapezform als günstig. Die Partitionierung in geometrisch einfach beschreibbare Teilflächen über die Achsenabschnitte l , a , b und c sowie die Höhe h ermöglicht die Definition diskreter Rasterattribute zur Repräsentation der abschnittsweise stetigen Zugehörigkeitsfunktion im GIS (Abb. 2). Darüber hinaus ermöglicht die Variation des maximalen Zugehörig-

¹ Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen email: Christian.Friedrich@agr.uni-giessen.de

keitsgrades (h) die Wiedergabe des Vertrauensgrades in die unscharfe Information oder des Erklärungswertes der Information bezüglich der metrischen Bodeneigenschaft.

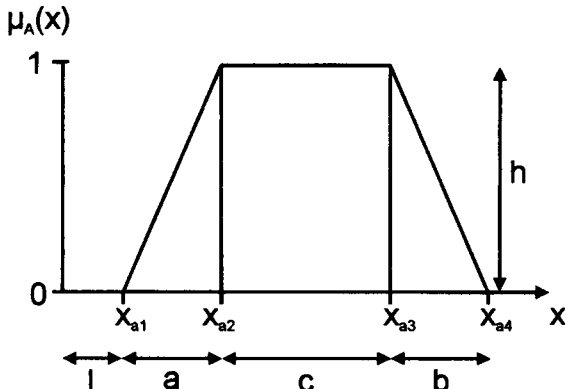


Abb. 2: Parametrisierbarkeit trapezförmiger Zugehörigkeitsfunktionen (HEIDER 1997, verändert)

Die Vorteile der Fuzzy-Set-Theorie werden v.a. bei der Verknüpfung mehrerer Eingangsinformationen deutlich (TORRI et al. 1997). Die „Maximum-Operation“ (Vereinigungsmenge) erhält sämtliche Unschärfen der Eingangsinformationen (Abb. 3).

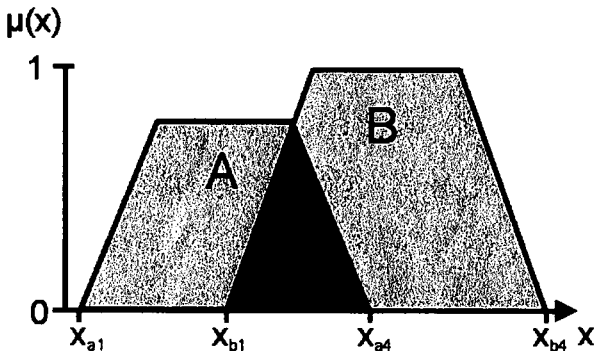


Abb. 3: Praktische Verknüpfung zweier trapezförmiger Fuzzy-Mengen A und B

Die ggf. erwünschte Ausgabe eines scharfen „Mittelwertes“ („Defuzzifizierung“) erfolgt über die „Center-of-gravity“-Methode (Abb. 4).

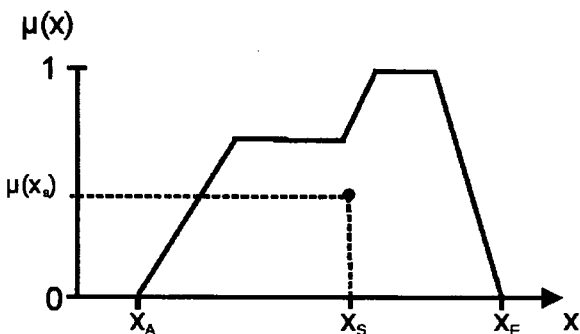


Abb. 4: Defuzzifizierung mittels Center-of-Gravity-Methode; mittlere gewichtete Zugehörigkeit als Unsicherheitsindex

Die mittlere gewichtete Zugehörigkeit spiegelt dabei das Ausmaß der Unsicherheit der Eingangsinforma-

tionen wider und kann als Unsicherheitsindex zur Interpretation der Güte quantitativer Ergebnisse dienen.

Ergebnisse

Der Fuzzy-Ansatz wurde zur Integration qualitativer und halbquantitativer Fremddaten der forstlicher Standortkartierung 1:5.000 in Bodeneigenschaftskarten auf Basis der Bodenkarte von Hessen 1:50.000 (HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE 2000) genutzt. Durch die Verknüpfung von Zugehörigkeitsfunktionen auf Basis der Eigenschaftsspannweiten gemäß Bodenkarte mit Zugehörigkeitsfunktionen auf Basis des Geländewasserhaushalts der forstlichen Standortkartierung konnten großmaßstäbige Bodeneigenschaftskarten zur nFKdB hergestellt werden. Unsichere Informationen wurden dabei über den Unsicherheitsindex des Ergebniswertes identifiziert. Durch Festlegung eines Ausschlußkriteriums tolerierter Unsicherheit wurden die Ergebnis-karten um die nicht tolerierten Unsicherheiten reduziert.

Zusammenfassung

- Fuzzy-Methoden machen bislang nicht nutzbar Daten verfügbar.
- Die Streuung der Kennwerte wird bis zur Ausgabe beibehalten, Informationsverlust verringert
- Datenlücken können überbrückt werden.
- Empirische Verfahrenseigenheiten können bei der Definition der Zugehörigkeitsfunktionen berücksichtigt werden.
- Dabei wird auch die Qualität bzw. Unsicherheit der empirischen Flächeninformationen über einen Unsicherheitsindex flächenhaft beurteilbar.

Literatur

ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG (1996) Forstliche Standortaufnahme.- 5. Aufl.: 352 S. Eching (IHW).

HEIDER, H. (1997): Automatische Generierung von Fuzzy-Systemen mit evolutionären und neuronalen Algorithmen.- 174 S.; Clausthal.

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2000): Bodenkarte von Hessen 1:50.000; Wiesbaden.

TORRI, D., & POESEN, J., & BORSELLI, L. (1997) Predictability and uncertainty of the soil erodibility factor using a global dataset.- *Catena*, 31: 1-22 Amsterdam (Elsevier).

TUKEY, J. W. (1977): *Exploratory Data Analysis*. 688 S.; Reading/Massachusetts (Addison-Wesley).

ZADEH, L. A. (1965): *Fuzzy Sets.- Information and control*, 8: 338-353; New York (Academic Press).

Anwendung organischer Abfälle auf differenziert bearbeiteten Böden - Auswirkungen auf den Haushalt ausgewählter Schwermetalle -

Stefan Gäth¹, Rolf Düring & Thorsten Hoss

Einleitung

Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm und Kompost wird über die Klärschlamm- (AbfKlärV, 1992) und die Bioabfallverordnung (BioAbfV, 1998) geregelt.

Neben den Nährstoffen werden mit der regelmäßigen, gesetzlich zulässigen Anwendung dieser Sekundärrohstoffdünger auch Schwermetalle in den Boden eingetragen, so dass bei dem im Regelfall herrschenden Bilanzüberschuss generell die Gefahr der Anreicherung besteht, die allerdings bei wendender Bodenbearbeitung aufgrund der Konzentrationsverdünnung schleichend und erst nach längeren Zeiträumen nachweisbar ist (Gäth, 1998).

In den o.g. Verordnungen ist über das geeignete/geforderte Bodenbearbeitungssystem nichts dargelegt, obwohl reduzierte, nicht wendende Bodenbearbeitungsverfahren an Bedeutung gewinnen.

Ziel der Untersuchungen sollte es daher sein zu prüfen, ob bei nicht wendenden Bodenbearbeitungsverfahren im Vergleich zur pfluglosen Bearbeitung gesonderte Anforderungen an die Bioabfallverwertung zu stellen sind.

Methodik

Die Untersuchungen wurden auf drei verschiedenen, mehr als 20 Jahre differenziert bearbeiteten Böden in Hessen durchgeführt (Tab. 1).

Tab. 1: Untersuchungsstandorte

	Bruchköbel	Hassenhausen	Gießen
Boden	Sand-Braunerde	Parabraunerde	Auenboden
Bodenart	Su3	Ls2	Tu3
N	600 mm/a	630 mm/a	600 mm/a
T	9,0 °C	7,5 °C	8,0 °C
Kulturen	Getreide, Mais, ZuRü	Getreide, Raps	Getreide, Silomais
Beginn	1979	1979	1986

Auf den drei Bearbeitungspartzen (Pflug, Grubber, Direktsaat) wurden neben einer Kontrollvariante, je

eine Kompost- und Klärschlammvariante in vierfacher Wiederholung eingerichtet und über drei Jahre untersucht¹. Die Düngung erfolgte jeweils gemäß der gesetzlichen Vorgaben mit 5 t TS Klärschlamm bzw. 30 t TS Kompost pro ha und 3 Jahre.

Die verwendeten Sekundärrohstoffdünger stammen aus kommunalen Anlagen und erfüllen die gesetzlichen Vorgaben (Tab. 2)

Tab. 2: Schwermetallgesamtgehalte (mg kg⁻¹), Grenzwerterschöpfung (%) und Schwermetallfrachten (g ha⁻¹ 3a⁻¹) in den verwendeten Sekundärrohstoffdüngern

	Pb	Cd	Cu	Zn
Klärschlamm				
mg kg ⁻¹	96	2,9	278	1.320
%-Grenzwert	10	29	34	52
g ha ⁻¹ 3a ⁻¹	483	14,4	1.394	6.603
Kompost				
mg kg ⁻¹	46	0,7	38	261
%-Grenzwert	46	45	54	87
g ha ⁻¹ 3a ⁻¹	1.391	20,4	1.142	7.833

Wie die Tabelle 2 auch zeigt, gelangen mit dem Kompost - trotz geringerer Konzentrationen - im Regelfall höhere Frachten auf den Boden als beim Klärschlamm.

Ergebnisse

Im folgenden werden ausschließlich die Ergebnisse für das Element Zink und von der Parabraunerde aus Löß (Standort: Hassenhausen) dargestellt.

Tab. 3: Konzentration an organischem Kohlenstoff im Boden in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem (Gew.-%) - Standort: Hassenhausen

Tiefe	Direktsaat	Grubber	Pflug
0-3 cm	2,36	1,78	0,83
3-10 cm	1,53	1,50	0,90
10-25 cm	0,94	1,17	0,87

Nach einer Dauer von 20 Jahren sind im Oberboden die Humuskonzentrationen typischerweise verteilt. Der Verzicht auf die wendende Bodenbearbeitung führt zur Anreicherung von organischem Kohlenstoff vor allem in den obersten beiden Tiefenstufen.

¹ Institut für Landeskultur
Justus-Liebig-Universität Gießen,
IFZ, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen
mail: Stefan.A.Gaeth@agr.uni-giessen.de

¹ Details zur Versuchsanstellung und zu den verwendeten Methoden sind bei den Autoren zu erhältlich.

Das hat zur Folge, dass sich das Sorptionsvermögen der Böden verändert (Abb. 1).

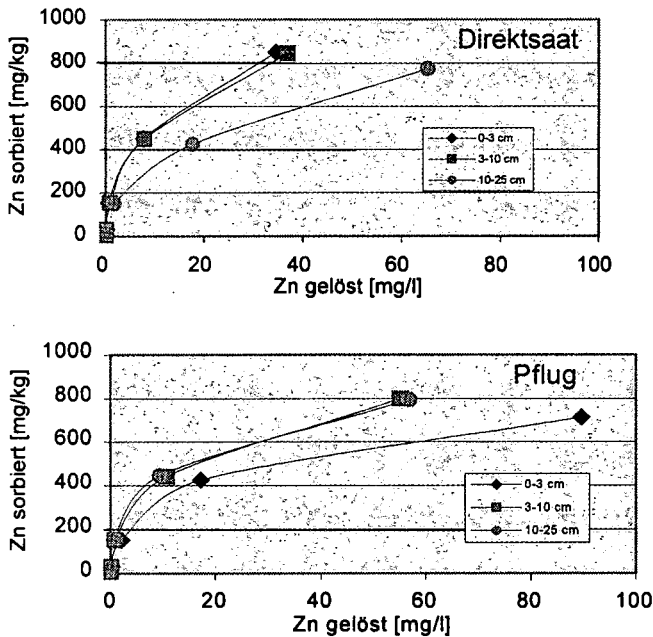


Abb. 1: Sorptionsisothermen für Zn in Abhängigkeit von der Bodentiefe und dem Bearbeitungssystem (Direktsaat [oben], Pflug [unten]) – Standort: Hassenhausen

Die im Batch-Versuch für Zink erstellten Isothermen zeigen, dass das Sorptionsvermögen in den Tiefenstufen 0-3 und 3-10 cm der Direktsaatvariante (oben) vor allem in den höheren Konzentrationsbereichen zunimmt. – Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Böden unter Direktsaat dichter gelagert sind als unter Pflug, so dass der gezeigte Unterschied im Sorptionsvermögen absolut noch deutlicher ausfällt.

Tab. 4: Königswasserlösliche Zink-Gesamtgehalte in mg/kg Boden in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem und der Bioabfallanwendung – Standort: Hassenhausen

	Direktsaat	Grubber	Pflug
Kontrolle			
0-3 cm	59,20	46,73	41,38
3-10 cm	56,12	46,11	41,98
10-25 cm	44,36	40,46	41,66
Klärschlamm			
0-3 cm	53,59	53,76	44,19
3-10 cm	44,09	52,47	43,91
10-25 cm	38,25	49,64	44,33
Kompost			
0-3 cm	60,58	50,54	45,72
3-10 cm	50,07	53,26	45,12
10-25 cm	48,10	45,55	44,65

Die einmalige Anwendung der Bioabfälle führt zu keiner signifikanten Zn-Anreicherung im Oberboden (Tab. 4). Auffällig ist hingegen, dass die Zn-Konzentrationen in den nicht regelmäßig gewendeten Oberböden (0-3, 3-10 cm) generell höher sind als in den Pflugvarianten. Auf der Kontrollparzelle kam es in

den letzten 20 Jahren – unter Berücksichtigung gleicher Bodenmassen - zu einer Zn-Anreicherung von ca. 25,5 kg/ha zwischen Pflug- und Direktsaatvariante (Tab. 5).

Tab. 5: Zink-Mengen im Oberboden der Kontrollvariante in kg/ha in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem – Standort: Hassenhausen

	Direktsaat	Grubber	Pflug
Kontrolle	157,1	136,7	131,6

Dazu beigetragen hat im wesentlichen das höhere Zn-Sorptionsvermögen auf den Direktsaatvarianten (Abb. 1). - Auf die Flächen wurde regelmäßig Schweinegülle gedüngt. Unter Berücksichtigung einer mittleren Applikationsmenge von 30 m³/ha, einer 20-jährigen Applikationsdauer und einem TS-Gehalt von 5 % würde sich eine mittlere Zn-Konzentration der Schweinegülle von 850 mg/kg TS ergeben. Dieser Wert liegt im Rahmen durchschnittlicher Zn-Konzentrationen (500-1200 mg/kg TS) und kann damit als Quelle angesehen werden.

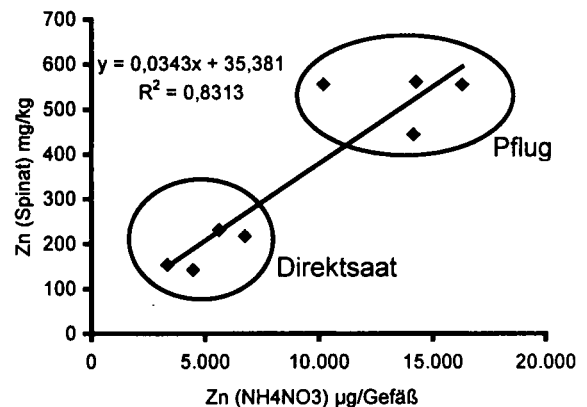


Abb. 2: Zink-Mengen im Oberboden der Kontrollvariante in kg/ha in Abhängigkeit vom Bearbeitungssystem – Standort: Bruchköbel

Parallele Untersuchungen zur Zn-Aufnahme von Spinat im Gefäßversuch konnten zeigen, dass trotz der erhöhten Gehalte die Zn-Aufnahme auf den Direktsaatparzellen geringer ist. – Ein weiterer Beleg für das höhere Sorptionsvermögen und die geringere Verfügbarkeit.

Schlussfolgerungen

Die nutzungsspezifische SM-Anreicherung der Böden ist auf Direktsaatparzellen zweifelsfrei nachweisbar. Eine Anwendung SM-haltiger Düngemittel auf Direktsaatparzellen sollte mit besonderer Vorsicht durchgeführt/reglementiert werden.

Danksagung

Danke den Mitarbeitern und dem BMVEL.

Dynamik der Gasemission einer passiv entgasenden Hafenschlickdeponie

Julia Gebert, Alexander Gröngroft & Günter Miehlich

Einführung

Im Zuge der Unterhaltsbaggerungen zur Aufrechterhaltung der Schiffbarkeit der unteren Elbe und der Becken des Hamburger Hafens fallen jährlich etwa 2,5 Mio. m³ Baggergut an (NETZBAND et al. 1996). Ein grosser Teil des mit Schwermetallen und organischen Schadstoffen verunreinigten Baggerguts wird mechanisch aufbereitet (Abtrennung der Grobfraction, Entwässerung) und nachfolgend an Land gelagert (GLINDEMANN 1988). Der deponierte Elbschlick enthält bis zu 9 % organisch gebundenen Kohlenstoff, die organischen Verbindungen sind jedoch durch eine schwere Abbaubarkeit gekennzeichnet (BSB = 1-17 g/kg TS, STEGMANN & KRAUSE 1987). Daher wurde ein Gasaufkommen für die Schlickdeponien prognostiziert, das mit demjenigen von Altdeponien vergleichbar ist. Bei diesen wird die für die energetische Nutzung wie auch für das Betreiben einer Fackel notwendige Methankonzentration und/oder der Volumenstrom (WEBER 1994) des gefassten Gases unterschritten. Gemäß TA Siedlungsabfall Anhang C wurde die Deponie daher von Anfang an passiv entgast. Die Behandlung der emittierten Gase erfolgt durch einen an das passive Entgasungssystem angeschlossenen Biofilter.

Die im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Mikrobielle Verminderung von Methanemissionen“ durchgeführten Untersuchungen zeigen, dass das Entgasungsverhalten einer starken periodischen Dynamik unterliegt. Diese ist für die Diskussion um Restgasemissionen von in die Nachsorge entlassenen Deponien von großer Bedeutung.

Datenerfassung

Das Entgasungsverhalten der Deponie wird durch eine im 10-Minuten-Takt registrierende Erfassung folgender Parameter im Gaszuleitungssystem zum Biofilter untersucht: Volumenstrom, Zusammensetzung (CH₄, CO₂, O₂), Druckdifferenz gegenüber der Atmosphäre. Weiterhin werden Luftdruck sowie Temperatur an der Deponieoberfläche und zahlreiche Parameter innerhalb des Biofilters aufgezeichnet.

Gasemissionsverhalten

Folgende Abbildung zeigt den Verlauf des Volumenstromes, gemessen im Gaszuleitungssystem.

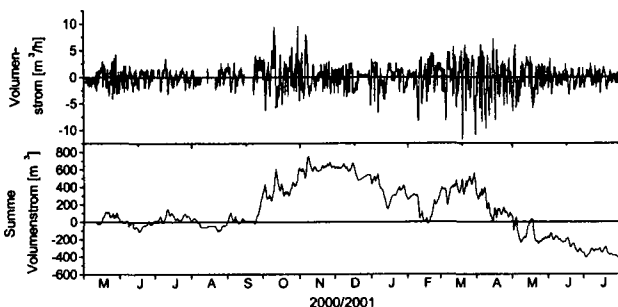


Abb. 1: Volumenstrom und summierter Volumenstrom des emittierten Deponiegases 01.05.2000-01.08.2001.

Wie der obere Teil der Abbildung zeigt, schwankt der Volumenstrom im dargestellten Zeitraum zwischen -12 und etwa 11 m³/h. Positive Werte kennzeichnen die Emission von Deponiegas über den Biofilter in die Atmosphäre, negative Werte bedeuten hingegen, dass Außenluft über den Biofilter in die Deponie einströmt. Diese Dynamik führt dazu, dass das emittierte Nettogasvolumen nach 15 Monaten rund -477 m³ beträgt und dass zusammenhängende Phasen bestehen, deren Bilanz positiv (z.B. Anfang Oktober) oder auch negativ (z.B. Anfang Januar) ist. Im betrachteten Zeitraum strömten 8255 m³ Deponiegas in die Atmosphäre und 8733 m³ in die Deponie. Folgende Abbildung zeigt das Verhalten des Volumenstromes in höherer zeitlicher Auflösung.

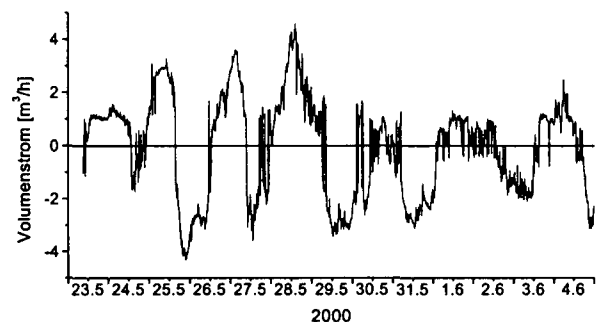


Abb. 2: Volumenstrom im Zeitraum 24.05.-29.05.2000.

Der in Abb. 2 gezeigte Ausschnitt verdeutlicht die ausgeprägte Periodizität im Emissionsgeschehen. Dieses Phänomen soll im folgenden erläutert werden.

Die Entgasung erfolgt passiv, d.h. lediglich durch den im Innern des Deponiekörpers im Zuge der Gasbildung erzeugten Druck. Größe und Richtung des Volumenstromes sowie die Gaszusammensetzung sind daher eine Funktion des Deponieinnendruckes gegenüber der Atmosphäre (Differenzdruck) und damit stark von der jeweils herrschenden atmosphärischen Luftdruckdynamik abhängig. Diese verläuft auf verschiedenen Ebenen: Schwankungen < 1 hPa (Autooszillation der Luft), bis ca. 4 hPa (als Folge tagesperiodisch alternierender Einstrahlung), > 4 hPa (instabile Großwetterlage). Steigt der Luftdruck an, sinkt der Druck im Innern der Deponie gegenüber der Atmosphäre ab und umgekehrt. Die folgende Abbildung zeigt den Zusammenhang zwischen Luftdruckdynamik und Differenzdruck, hier am Beispiel der Autooszillation der Luft mit überlagerter, sich ändernder Großwetterlage.

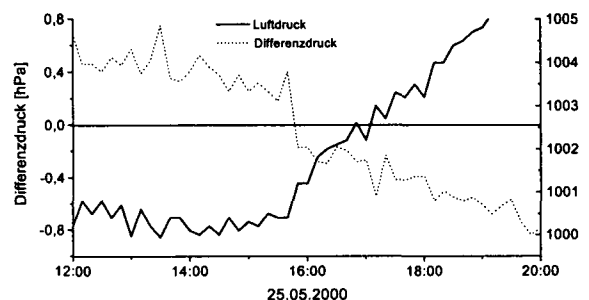


Abb. 3: Luftdruck und Differenzdruck am 25.05.2000.

Abb. 3 zeigt den Verlauf der Eigenschwingung der Luft und den genau gegenläufig reagierenden Differenzdruck. Die Steuerung des Differenzdruckes durch die Luftdruckschwankungen erfolgt gleichermaßen in Phasen positiven Differenzdruckes (Deponiegasausstrom) wie auch in Phasen negativen Differenzdruckes (Einstrom von Atmosphärenluft). Ab ca. 15 Uhr steigt der Luftdruck als Folge der sich ändernden Großwetterlage sprunghaft an. Als Folge nimmt der Überdruck im Deponieinneren ab, bis schließlich Unterdruckverhältnisse herrschen. Damit geht ein Wechsel von Gasemission zum Einstrom von Atmosphärenluft einher.

Folgende Abbildung erläutert die Beziehung zwischen Differenzdruck und Richtung sowie Größe des Volumenstroms.

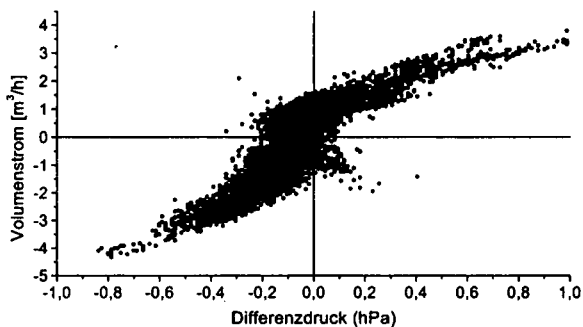


Abb. 4: Volumenstrom als Funktion des Differenzdruckes.

Positive Differenzdrucke kennzeichnen die Emission von Deponiegas in die Atmosphäre, negative Drucke das Einströmen von Atmosphärenluft in das Deponieinnere. Die Nullpunktverschiebung wird durch einen entsprechenden offset des Drucksensors verursacht. Die starke Emissionsdynamik bedingt entsprechende Schwankungen der Gaszusammensetzung im Drainagesystem der Deponie.

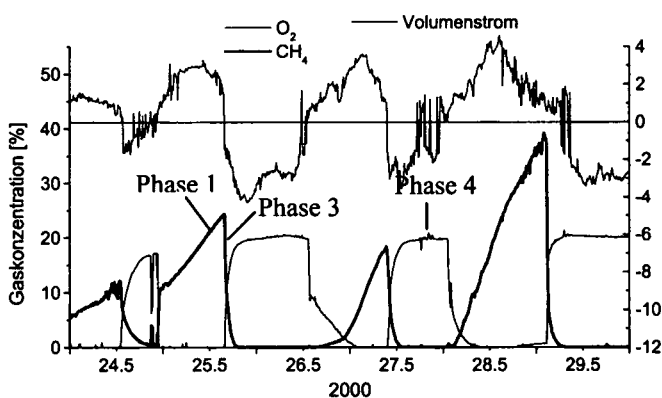


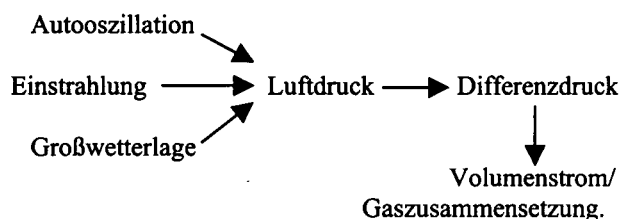
Abb. 5: Gaszusammensetzung und Volumenstrom im Zeitraum 24.05.-29.05.2000.

Steigende und maximale CH₄- und CO₂-Gehalte (CO₂ nicht dargestellt) kennzeichnen die Emission von Deponiegas, sinkende und minimale CH₄- und CO₂-Gehalte, einhergehend mit ansteigenden O₂-Gehalten, reflektieren den Einstrom von Atmosphärenluft über den Biofilter ins Deponieinnere. Das Emissionsverhalten lässt sich durch vier Phasen charakterisieren:

Tab. 1: Phasen des Emissionsverhaltens.

Phase	Eigenschaft	Strom- richtung	Ø CH ₄ :CO ₂	Anteil Phasen [%]
1	CH ₄ ↑ O ₂ ↓	+	0,62	47
2	CH ₄ hoch+konst.	+	1,30	4
3	CH ₄ ↓ O ₂ ↑	-	0,40	19
4	O ₂ hoch+konst.	-	0,02	30

Die Tabelle zeigt, dass Emission aus der und Einstrom in die Deponie je etwa die zeitliche Hälfte aller Emissionszustände ausmachen. Auffällig ist, dass der Anteil an Phase 2, also einer fort dauernden, konstanten Deponiegasemission mit 4 % sehr gering ist. Das Emissionsverhalten ist also in der Hauptsache durch eine regelmäßig alternierende Stromrichtung geprägt, wobei die Ausstromphasen durch kontinuierlich ansteigende Methangehalte gekennzeichnet sind. Wie mit im Innern des Deponiekörpers eingebauten Hauben gemessen wurde, weist das durch den Schlick produzierte Gas eine mittlere Zusammensetzung von 70% CH₄, 21 % CO₂, 2 % O₂ und 7 % N₂ auf (GEBERT et al. 1998). Dennoch liegt das Verhältnis von CH₄ zu CO₂ des über das Gasdrainagesystem emittierten Gases in der den Ausstrom dominierenden Phase 1 deutlich unter 1. Dies zeigt eine als Folge des regelmäßigen Einstromes von Atmosphärenluft bereits im Deponieinneren stattfindenden Methanoxidation an. Aufgrund der oben erläuterten Zusammenhänge wird für die Gasemission folgende Steuerungskette postuliert:



Literatur

- GEBERT, J., KUSSMAUL, K. & GRÖNGRÖFT, A. (1998): Gasuntersuchungen Schlickhügel Francop 1998. Bericht im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Wirtschaft, Verkehr und Landwirtschaft, Amt Strom- und Hafenausbau.
- GLINDEMANN, H. & Maass, B. (1988): Baggergutunterbringung – Untersuchungen, Ergebnisse und Umsetzung im Hamburger Hafen. *HANSA – Schiffahrt – Schiffbau – Hafen* 125 (17/18), 1069-1078.
- NETZBAND, A., DETZNER, H.D., MAASS, B. & DANSMANN, H. (1996): Stand und Perspektiven der Baggergutbehandlung im Hamburger Hafen. *Wasser + Boden*, 48 (3), 22-28.
- STEGMANN, R. & KRAUSE, D. (1987): Investigations on gas generation in harbour silt. *Wasser + Boden* 8, 401-404.
- WEBER, B. (1994): Erfahrung mit der Gasbehandlung in Biofiltern. In: Rettenberger, G. & Stegmann, R. (Eds.): Erfassung und Nutzung von Deponiegas, 27-50. *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft*, Bd. 2. Economica Verlag, Bonn.

Eine Methode zur kontinuierlichen Bestimmung der Rauigkeit von Ackeroberflächen

Katharina Helming und Roger Funk

Einführung

Die Rauigkeit von unbedeckten Ackeroberflächen ist ein wichtiger Parameter für die Wind- und Wassererosion. Sie steuert das Windprofil in der bodennahen Luftschicht und die strömungsmechanischen Eigenschaften des Windes. Sie beeinflusst die Oberflächenverschlammung und Wasserinfiltration sowie die Abflussgeschwindigkeit und räumliche Organisation des Oberflächenabflusses.

Die Bodenrauigkeit ist räumlich variabel und zeitlich dynamisch einem Zyklus folgend, der mit der Bodenbearbeitung beginnt und im Zeitraum bis zur nächsten Bearbeitung durch eine allmähliche Einebnung der Oberfläche infolge von Niederschlag und Wind charakterisiert ist. Das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Einebnung ist abhängig von der ursprünglichen Rauigkeit, verschiedenen Bodeneigenschaften und der auftreffenden Energiedichte (Zobeck and Onstad, 1987).

Zur Bestimmung der Bodenrauigkeit stehen verschiedene Methoden zur Verfügung. Dabei wird mit Hilfe von mechanischen, optischen oder photogrammetrischen Verfahren die Rauigkeit im mm bis cm Maßstab in ein- oder zweidimensionaler Weise erfasst (Govers et al., 2000). In den letzten Jahren hat sich der Einsatz von Laserreliefmetern durchgesetzt, da diese eine schnelle und hochgenaue Messung der Oberfläche erlauben (Helming et al., 1998). All diese Methoden weisen allerdings zwei große Nachteile auf: die Messungen sind zeitaufwendig, auf kleine Flächen begrenzt und erlauben lediglich Momentaufnahmen, so dass keine Aussagen über die zeitliche Dynamik der Bodenrauigkeit auf Schlägebene getroffen werden können.

In diesem Beitrag wird eine neue Idee zur dynamischen Erfassung der Bodenrauigkeit eines Schlags vorgestellt. Sie macht sich die Tatsache zu nutze, dass das Windprofil in der bodennahen Luftschicht, d.h. die Zunahme der Windgeschwindigkeit mit zunehmender Entfernung von der Bodenoberfläche, umgekehrt proportional zur Bodenrauigkeit ist (Abteu et al., 1989). Das Windprofil kann kontinuierlich gemessen werden. Somit könnte aus der Messung des Windprofils eine Methode abgeleitet werden, indirekt die Rauigkeit der Bodenoberfläche zu bestimmen. Wesentlicher Faktor ist dabei die aerodynamische Rauigkeitshöhe (Z_0), welche die Höhe über der Bodenoberfläche beschreibt, an der in Abhängigkeit von dem jeweiligen Windprofil theoretisch die Windgeschwindigkeit gegen Null geht.

Material und Methoden

Auf einem ca. zwei ha großen Schlag wurde im Abstand von ca. vier Wochen insgesamt sechs verschiedene Bodenbearbeitungen durchgeführt und entsprechend unterschiedliche Bodenrauigkeiten erzeugt. Dazu erfolgten Parallelmessungen des Windprofils und der Bodenrauigkeit.

Das Windprofil wurde über dem Schlag kontinuierlich so gemessen, dass die Genauigkeit mit zunehmender Nähe zu der Bodenoberfläche anstieg. Die Windgeschwindigkeitsmesser waren in 3, 20, 50 und 105 cm über der Bodenoberfläche installiert. Aus den Windprofilmessungen wurde über die Steigung des Windprofils die aerodynamische Rauigkeitshöhe (Z_0) abgeleitet.

Die Rauigkeit der Bodenoberfläche wurde mit zwei Methoden erfasst: Nach jeder Bearbeitung wurde ein 15 m langes Transekt quer zur Bearbeitungsrichtung mit 100 mm Messpunktabstand mechanisch abgemessen (Abb. 1). Außerdem wurde für vier der sechs Bearbeitungsvarianten eine 0.6 m x 0.6 m große Fläche mit einem Laserreliefmeter bei 2 mm Messpunktabstand abgemessen (Helming, 1992). Für beiden Methoden wurde die Standardabweichung der Höhenwerte als Rauigkeitsmaß (RR) bestimmt.

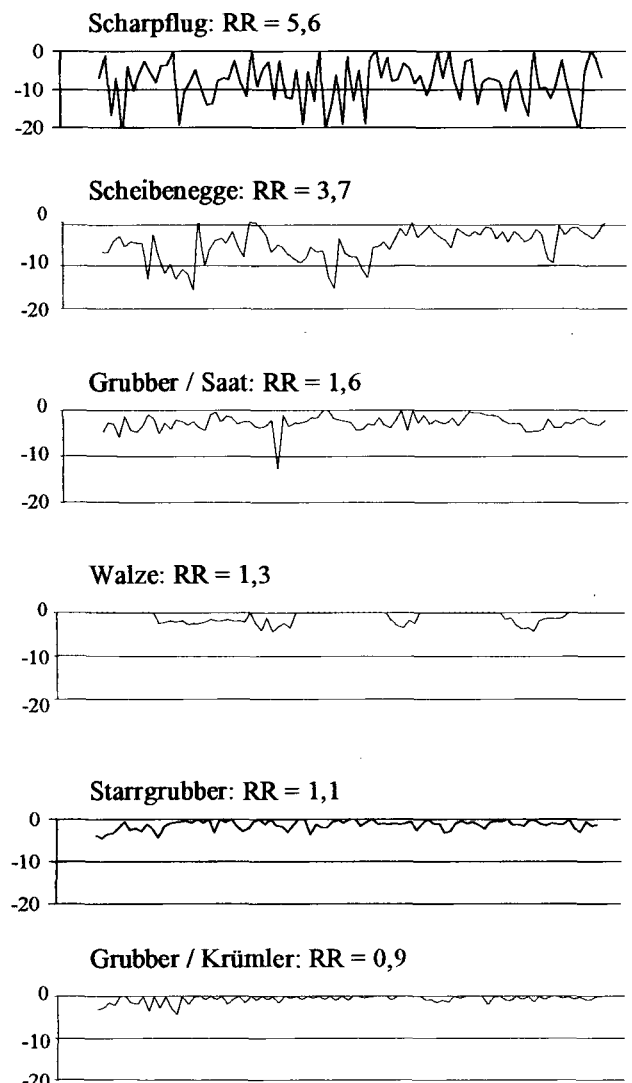


Abb. 1: Nivellements von 15 m Transekten mit 100 mm Messpunktabstand für die sechs Bodenbearbeitungen. (Einheit der Ordinate: cm)

Ergebnisse und Diskussion

Die Bodenrauigkeiten für die verschiedenen Bodenbearbeitungen sind mit den Transektnivellements in der Abbildung 1 visualisiert. Der Rauigkeitsindex SD reichte von 0,9 (Glattwalze) bis 5,6 (Scharpflug) und belegt die breite Spanne an Rauigkeiten, die mit den verschiedenen Bearbeitungen erzeugt wurden.

Die gemessenen Windprofile sind für die verschiedenen Bodenrauigkeiten in der Abbildung 2 dargestellt. Für die Bodenbearbeitungen zeigen sich deutliche Unterschiede in der Steigung der Windprofile: das Windprofil über der Variante mit Glattwalze (sehr eben) wies die größte Steigung, das der Pflugvariante (sehr rau) die geringste Steigung auf (Abb. 2). Die Messungen bestätigen somit die deutliche Abhängigkeit des Windprofils von der Rauigkeit der Bodenoberfläche.

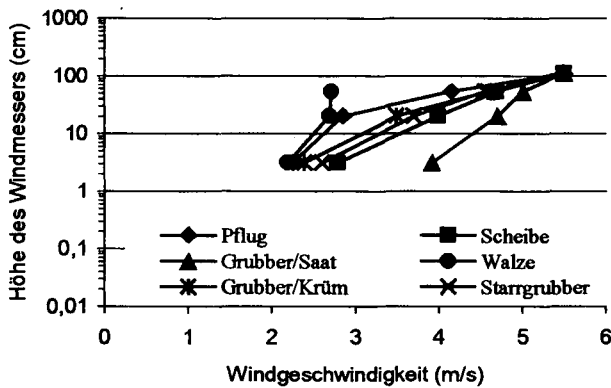


Abb. 2: Gemessene Windprofile über den Ackeroberflächen als Funktion der Bodenbearbeitung.

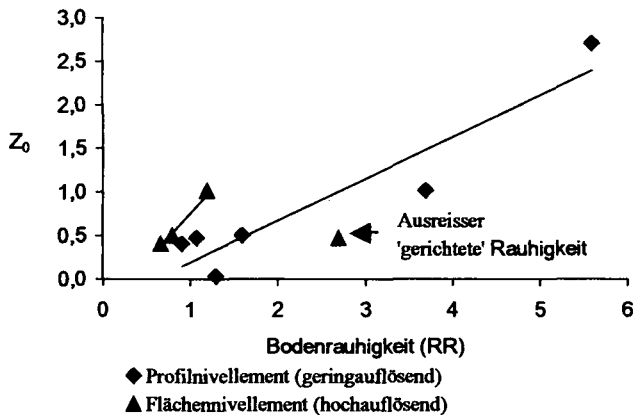


Abb. 3: Windprofilfaktor Z_0 als Funktion der Bodenrauigkeit gemessen mit Transektnivellement und Laserreliefmeter.

Aus den Windprofilen wurde die aerodynamische Rauigkeitshöhe Z_0 als Schnittpunkt mit der Ordinate abgeleitet. Die Ergebnisse sind in der Abbildung 3 dargestellt, und zwar als Funktion der Bodenrauigkeit (SD) gemessen mit dem Transektnivellement (große Fläche, geringe Genauigkeit) und mit dem Laserreliefmeter (kleine Fläche, große Genauigkeit). Es zeigte sich eine lineare Beziehung zwi-

schen der Bodenrauigkeit und den Z_0 -Werten. Diese Beziehung ist mit Ausnahme eines Ausreissers enger für die hochgenauen Lasermessungen als für die weniger genauen Transektnivellements. Auf die Bestimmung von Regressionskoeffizienten wurde aufgrund der geringen Anzahl an Messwerten verzichtet. Diese Ergebnisse bestätigen grundsätzlich die Annahme, dass das Windprofil über einer Ackeroberfläche ein möglicher Indikator für die Bodenrauigkeit ist. Der ‚Ausreisser‘ in der Beziehung zwischen Bodenrauigkeit aus Lasermessungen und Z_0 -Werten (geringer Z_0 -Wert trotz hoher Rauigkeit) resultiert aus dem besonderen Fall der Bodenbearbeitung, bei dem Furchen, hervorgerufen durch starre Grubberzinken, die Bodenrauigkeit wesentlich beeinflussten. Die Lasermessungen spiegelten diese sogenannte gerichtete Rauigkeit wider, das Transektnivellement nicht. Offensichtlich wird das Windprofil von derartigen Rauigkeitselementen nicht beeinflusst, sondern lediglich von der sogenannten Zufallsrauigkeit, welche durch die Größe und Verteilung der Aggregate und Klumpen auf der Bodenoberfläche charakterisiert ist (Helming et al., 1998).

Schlussfolgerungen

Die Messung des Windprofils der bodennahen Luftschicht scheint eine geeignete Methode zu sein, um die bearbeitungsbedingte, ungerichtete Bodenrauigkeit einer Ackeroberfläche und deren Dynamik kontinuierlich zu erfassen. Damit eröffnet sich die Möglichkeit, mit vergleichsweise unaufwendigen und kostengünstigen Methoden Kennwerte der Bodenrauigkeit und ihrer Dynamik für verschiedene Boden-, Bearbeitungs- und Wetterbedingungen zu ermitteln, um diese in geeignete Prognosemodelle der Wind- und Wassererosion einspeisen zu können. Gleichzeitig liefert diese Methode auch einen Beitrag zur Regionalisierung und zeitlichen Dynamisierung von Informationen über wichtige Bodeneigenschaften.

Literatur

Abtew, W., J. M. Gregory, and J. Borelli (1989): Wind profile: estimation of displacement height and aerodynamic roughness. Transaction of the ASAE, 32: 521-527.

Govers, G., I. Takken, and K. Helming (2000): Soil roughness and overland flow. Agronomie 20: 131-146.

Helming, K., M. J. M. Römkens, and S. N. Prasad (1998): Surface roughness related processes of runoff and soil loss: a flume study. Soil Sci. Soc. Am. J. 62: 243-250.

Zobeck, T. M., and C. A. Onstad (1987): Tillage and rainfall effects on random roughness – a review. Soil and Tillage research, 9: 1-20.

Optimierung des Herbst-N_{min}-Probenahmetermins

G. Hoefler*, S. Hillebrand*, W. Schäfer*

1. Einleitung

Die Herbst-N_{min}-Methode ist ein wichtiges Instrument zur flächenhaften, jahresbezogenen Erfolgskontrolle von Grundwasserschutz-Maßnahmen in Wasserschutzgebieten.

Die Herbst N_{min}-Werte geben die Gehalte an Mineralstickstoff in der Wurzelzone (in der Regel 0 – 9 dm) an und sind ein Maß für den potentiell auswaschungsgefährdeten N_{min}-Vorrat im Boden vor Beginn der winterlichen Sickerungsperiode. Die Höhe der Herbst-N_{min}-Werte wird von mehreren Prozessen bestimmt, deren zeitliche Dynamik wesentlich durch die herbstlichen Witterungs- und Bewirtschaftungsbedingungen gesteuert wird:

- N-Mineralisation,
- N-Aufnahme durch die Pflanzen (Zwischenfrucht, Nachfrucht),
- N-Auswaschung mit herbstlichen Sickerwasser.

Die Aussagekraft der Herbst-N_{min}-Werte hinsichtlich der Abschätzung der zu erwartenden Nitratkonzentrationen im Sickerwasser hängt somit entscheidend vom optimal gewählten Zeitpunkt der Probenahme ab. Als optimal ist der Probenahmetermin zu bezeichnen, an dem die herbstliche N-Mineralisation möglichst vollständig erfasst wird, eine nennenswerte N-Auswaschung aus dem Wurzelraum bzw. der Beprobungsschicht aber noch nicht stattgefunden hat (Abbildung 1).

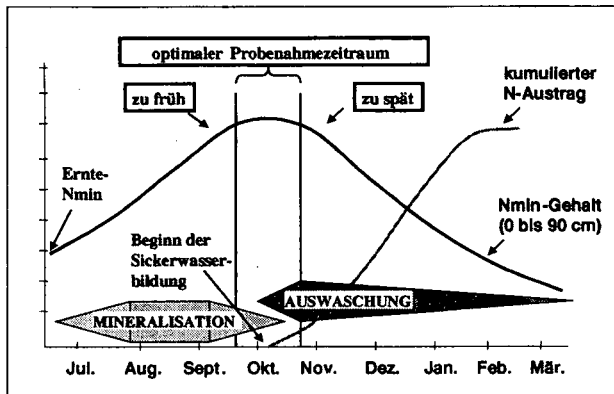


Abbildung 1: Zeitlicher Verlauf der N_{min}-Gehalte im Boden und optimaler Probenahmetermin (schematisch)

Die Abschätzung (des Zeitpunktes) des Beginns der Sickerwasserbildung an der Untergrenze der Beprobungsschicht (in der Regel 9 dm) ist dabei ein wichtiges Hilfsmittel zur Optimierung des Probenahmezeitpunktes. Auf Anregung der Bezirksregierungen wurde für den Herbst 1999 eine NIBIS-Auswertungsmethode zur Abschätzung der *aktuellen* Sickerwasserrate aus dem Boden, bzw. des Beginns der Sickerwasserbildung bereitgestellt (siehe auch Pkt.3).

*NLfB, Bodentechnologisches Institut Bremen,
Friedrich-Missler-Straße 46/50, 28211 Bremen,
mail: G.Hoefler@bgr.de; S.Hillebrand@bgr.de
W.Schaefer@bgr.de

Dabei ist es das primäre Ziel, den Beginn der Sickerwasserbildung an der Untergrenze der Beprobungsschicht (90 cm) in Abhängigkeit von

- der aktuellen Witterung (in verschiedenen Klimaregionen Niedersachsens),
- den Bodeneigenschaften (FK) und
- der Nutzung/Bewirtschaftung

mit Hilfe eines ausgewählten Berechnungsverfahrens abzuschätzen und diese Informationen zeitnah an die Probenehmer weiterzugeben.

2. Berechnungsverfahren

Die zur Berechnung des Bodenwasserhaushaltes notwendigen Eingangsdaten sind in Abbildung 2 dargestellt.

Für die Ermittlung des täglichen Bodenwasservorrates wurde ein für die agrarmeteorologische Beratung entwickeltes, auf der vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung beruhendes Verfahren nach WENDLING et al. (1991) in DVWK (1996) angewandt.

$$SWR = P_i - E_{Ta} + KR \pm \Delta W_i$$

Mit diesem Verfahren kann eine schrittweise tägliche Berechnung des Bodenwasservorrates (W_i) im effektiven Wurzelraum und der täglichen Sickerwasserrate aus dem Boden (SWR_i) vorgenommen werden.

Eingangsgrößen sind die folgenden täglichen Werte:

E _{ta}	Tatsächliche (reale) Evapotranspiration.
P _i	Niederschlag nach Korrektur systematischer Meßfehler [mm/d]
KR	Kapillare Aufstiegsrate aus dem Boden
ΔW _i	Bodenwasservorrats-Änderung

Zusätzlich werden die folgenden Angaben zur Kennzeichnung des Standortes berücksichtigt:

z	Mächtigkeit des betrachteten Bodenraumes, hier: maximale Probenahmetiefe für N _{min} (= 9 dm)
FKz	Feldkapazität im betrachteten Bodenraum
PWPz	Permanenter Welkepunkt im betrachteten Bodenraum

Die tatsächliche Verdunstungshöhe (E_{Ta}) wird unter Berücksichtigung des aktuellen Bodenwasservorrates (W_i) berechnet.

Der Anfangswert des Bodenwasservorrates zu Beginn des Berechnungszeitraumes wird durch eine Wassergehaltsbestimmung ermittelt. Im vorliegenden Fall erfolgt diese Wassergehaltsbestimmung im Rahmen der routinemäßigen N_{min}-Untersuchung nach der Ernte.

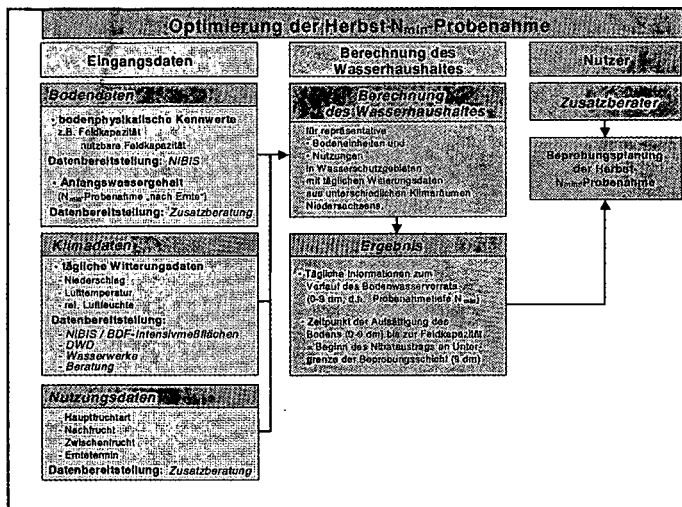


Abbildung 2: Optimierung der Herbst-N_{min}-Probenahme

3. Ergebnisse und erste Erfahrungen

Um den „optimalen“ N_{min}-Probenahmetermin wasserschutzgebietsbezogen zu ermitteln, wurde 1999 damit begonnen, ein Referenzflächensystem aufzubauen. Im Winterhalbjahr 1999/2000 wurden 9 Wasserschutzgebiete mit 31 Flächen im Regierungsbezirk Weser-Ems in die Untersuchung einbezogen. Im Winterhalbjahr 2000/2001 wurde das Projekt auf ganz Niedersachsen ausgedehnt.

Dabei wurde für 53 Flächen in 24 Wasserschutzgebieten der Beginn der Sickerwasserbildung in 9 dm Tiefe ermittelt, der mit gewissen Einschränkungen den „optimalen“ N_{min}-Probenahmetermin darstellt.

Für den weitaus größten Teil der Flächen ließ sich ein solcher Termin berechnen. Im Regierungsbezirk Weser-Ems begann die Sickerwasserbildung im Mittel am 10. Oktober 2000 (Abbildung 3), in den anderen Regionen deutlich später, z.T. erst im Januar. Auf einigen Flächen war der Boden bei der Bestimmung des Wasservorrats nach der Ernte (Ernte-N_{min}) bereits wassergesättigt. Ein „optimaler“ Termin ließ sich für diesen Flächen wegen der im Frühherbst noch stattfindenden N-Mineralisation ebensowenig bestimmen, wie für die Flächen unter denen auch Mitte Dezember noch kein Sickerwasser anfiel. In Abhängigkeit von der Feldkapazität des Bodens und des Bodenwassergehaltes nach der Ernte variierte der „optimale“ N_{min}-Probenahmetermin selbst auf den Flächen innerhalb eines Wasserschutzgebietes zum Teil um mehrere Wochen.

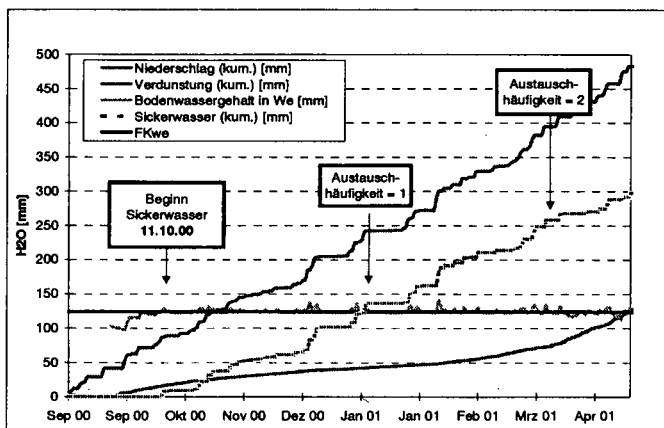


Abbildung 3: Wasserhaushalt der Fläche Thülsfelde im Winterhalbjahr 2000/2001

Von großer Bedeutung für die Qualität der Berechnungen ist neben der Bestimmung der Feldkapazität des Bodens die flächenbezogene Messung der Niederschläge, da diese kleinräumig eine hohe Variabilität aufweisen. So fielen im Mittel der in die Berechnungen einbezogenen Stationen in Weser-Ems mit 165 mm (1. September bis 1. Dezember) deutlich mehr Niederschläge, als im Regierungsbezirk Lüneburg mit nur 93 mm im selben Zeitraum.

4. Ausblick

Es ist geplant, das in den Jahren 1999 und 2000 testweise aufgebaute Referenzflächensystem systematisch zu einem wasserschutzbezogenen Referenzflächen-Netz auszubauen. Die Referenzflächen sollten möglichst repräsentativ (Boden, Nutzung, Klima) für das jeweilige Wasserschutzgebiet sein. Hauptzweck ist zunächst die zeitliche (z.B. wöchentliche) witterungs-, boden- und nutzungsabhängige Berechnung des Wasserhaushaltes. Aus diesen Berechnungen können z.B. folgende wasserschutzbezogene Informationen abgeleitet werden:

- Festlegung des optimalen Beprobungszeitpunktes für Herbst-N_{min}-Untersuchungen
- Bereitstellung einzeljahresbezogener Sickerwasserraten als Grundlage der Sickerwasserqualitäts-Prognose
- Berechnung einzeljahresbezogener Austauschhäufigkeit des Bodens als Grundlage z.B. der Prognose erhöhter Frühjahrs-N_{min}-Werte
- Bereitstellung von Informationen für die Beregnungssteuerung
- weitere Informationen sind denkbar

Zur Bereitstellung der Daten ist der Aufbau eines Bodeninformationsdienstes geplant, so dass die einzelnen Zusatzberater die bereitgestellten Informationen für ihre jeweiligen Wasserschutzgebiete via Internet abfragen können.

Die Absicherung der für die Referenzflächen vorgenommenen Berechnungen erfolgt über die Exakt-Untersuchungsprogramme der Bodendauerbeobachtungsflächen des NLfB.

Literatur:

DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSER-WIRTSCHAFT UND KULTURBAU e.V. (DVWK) (Hrsg.) (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen.. DVWK-Merkblätter zur Wasser- wirtschaft 238. Wirtschaft- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.

SCHÄFER, W.; HILLEBRAND, S.; HOEFER, G. (2001): Einsatz von aktuellen bodenkundlichen Standortdaten zur Prognose eines optimierten Beprobungszeitpunktes für die N_{min}-Beprobung im Herbst. Paper zum Workshop des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie und des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung zur Thematik: „Aspekte und Kriterien der N_{min}-Methode im Rahmen der Erfolgskontrolle in der Zusatzberatung Wasserschutz“, Hannover.

Ein einfaches Entscheidungsmodell zur Steuerung der Bewässerung auf Tagesdatenbasis

E. M. Hokam, K. Mollenhauer und H.-G. Frede *

Zusammenfassung

Die in Ägypten und in anderen ariden Ländern herrschende Wasserknappheit zwingt zu möglichst rationeller Wasserbewirtschaftung. Dazu gehört es, den Wasserbedarf der Bewässerungskulturen möglichst exakt zu bestimmen. In der Praxis der Bewässerungsplanung ist es jedoch oft üblich, bei der Berechnung des Bewässerungswasserbedarfs für die dafür erforderlichen veränderlichen Parameter (z. B. die Evapotranspiration) Saison- oder Phasenmittelwerte heranzuziehen. Dies führt, im Gegensatz zu Berechnungen, die sich auf Tageswerte stützen, zu Fehlschätzungen. Daher wurde ein Modell entwickelt, mit dessen Hilfe eine genauere Steuerung der Bewässerung (Tropfbewässerung) auf Tagesdatenbasis möglich ist. Am Beispiel des Baumwollanbaus im Gebiet des Suezkanals und der nördlichen Sinai-Halbinsel soll gezeigt werden, welche Auswirkungen auf den Bewässerungswasserverbrauch das hat.

1. Einleitung

Ägypten ist ein arides Land im Nordosten Afrikas. Die gesamte Landesfläche beträgt 1.001.449 km². Davon eignen sich jedoch nur 4 % als Fläche für die Nahrungproduktion der 70 Millionen Ägypter. Das Land ist sehr niederschlagsarm; im Mittel fallen pro Jahr 18 mm Niederschlag. Die Landwirtschaft hängt daher von der Bewässerung ab. Der Nil deckt als wichtigste Wasserressource etwa 97 % des Bedarfs aller Nutzer. Gleichzeitig limitiert die Wasserzufuhr durch den Nil die Wasserversorgung.

Für das Jahr 2001 veranschlagt man den Gesamtbedarf aller Nutzer auf 70 Mrd. m³ oder 72,87 Mrd. m³ (Bishay, 1993). Das verfügbare Wasser beträgt aber nicht mehr als 63 Mrd. m³ pro Jahr. Die Erschließung zusätzlicher Wasserressourcen in naher Zukunft ist nicht wahrscheinlich (Attia et al., 1995; Seckler & Altaf, 1997).

Da Ägypten seit einer Reihe von Jahren abhängig vom Import von Nahrungsmitteln ist, sind Erweiterungsflächen für die Bewässerungslandwirtschaft sehr wichtig. Erweiterungsfelder sind aber nur realisierbar, wenn (a) gering salzhaltiges Wasser eingesetzt werden kann (Tropfbewässerung) und (b) der aktuelle Pflanzenwasserbedarf durch genauere Wasserbilanzierung im Komplex Klima-Boden-Pflanze besser berücksichtigt wird.

In diesem Zusammenhang haben Gallardo et al. (1995) festgestellt, dass man, will man eine Erhöhung der *water use efficiency* erreichen, detaillierte Informationen über die saisonalen Veränderungen des Pflanzenwachstums benötigt. Dennoch werden in zahlreichen Untersuchungen die Klima-, Pflanzen- und Bodenparameter bei der Be-

wässerungsplanung nur als Saison-, Monats- oder Phasenmittelwerte benutzt.

2. Genauere Wasserbilanzierung mit dem tagesdatenbasierten Entscheidungsmodell TDBEM

Ziel unserer Untersuchung ist es, eine klare Vorstellung zu entwickeln, wie bei begrenztem Wasservorrat eine höhere *water use efficiency* erreicht werden kann. Daher wurde ein einfaches tagesdatenbasiertes Entscheidungsmodell (TDBEM) zur Bewässerungssteuerung entwickelt (Abb. 1). In diesem Modell werden neben den Standortdaten die täglichen Veränderungen des Pflanzenwasser- verbrauchs (ET_c, aktuelle Evapotranspiration), der Wurzelentwicklung (Z_r, Veränderungen der Durchwurzelungstiefe) und des maximal zulässigen Bodenfeuchtedefizits (P, zulässige Ausschöpfung des Bodenwasservorrats) zur Berechnung des Bewässerungswasserbedarfs berücksichtigt. Zur Ermittlung der zuzuführenden Wassermenge an einem bestimmten Tag werden die Tageswerte der genannten Parameter an dafür verfügbaren Kennlinien abgelesen und direkt in eine Dialogbox eingegeben. (Programm entwickelt mit Visual C++). Als Ergebnis erarbeitet das Programm den täglichen Bewässerungswasserbedarf in Litern pro Tag und Pflanze (oder Hektar) auf der Basis der täglichen Klima-Pflanze-Boden-Wasser-Bilanz unter gleichzeitiger Berücksichtigung des Schutzes vor Versalzung.

3. Auswirkungen des Modelleinsatzes (Tagesmittelwerte) auf den Bedarf an Bewässerungswasser im Vergleich zu den üblichen Methoden

Die Auswirkungen des Modells TDBEM soll am Beispiel des Baumwollanbaus im Gebiet des Suezkanals (Ägypten) demonstriert werden, und zwar speziell für Standorte wie im Raum Port Said mit schlecht dränenden, salzhaltigen Böden und salzhaltigem Bewässerungswasser (El-Salam-Kanal-Wasser: Mischwasser aus Nil- und Drainagewasser). Die drei verschiedenen Berechnungen (Fälle A, B und C; vgl. Abb. 2 und 3) erfolgten unter folgenden Annahmen:

Frucht: Baumwolle / Klima: Region Port Said / Boden: Sandig-toniger Lehm / Salzgehalt des Bewässerungswassers: 1,5 dS/m / Salzgehalt des Wurzelraums: 7,7 dS/m.

Abb. 2 und 3 zeigen den Bewässerungswasserbedarf in m³/(ha*d) nach verschiedenen Berechnungsverfahren, (jeweils durchgeführt mittels TDBEM). Im Fall der Abb. 2 wurde mit unterschiedlichen Daten für das zulässige Bodenfeuchtedefizit (P) gerechnet:

- * Variante A verwendet P und ET_c als Tageswerte,
- * Variante B verwendet P als Saisonmittelwert (aus der Literatur: 55 % der Feldkapazität), ET_c als Tagewert.

Aus der Differenz beider Kurven A und B lässt sich ersehen, dass bei tagesdatenbasierter Berechnung (A) wäh-

* Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landeskultur, Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ), D-35392 Gießen. E-mail: essamhokam@hotmail.com

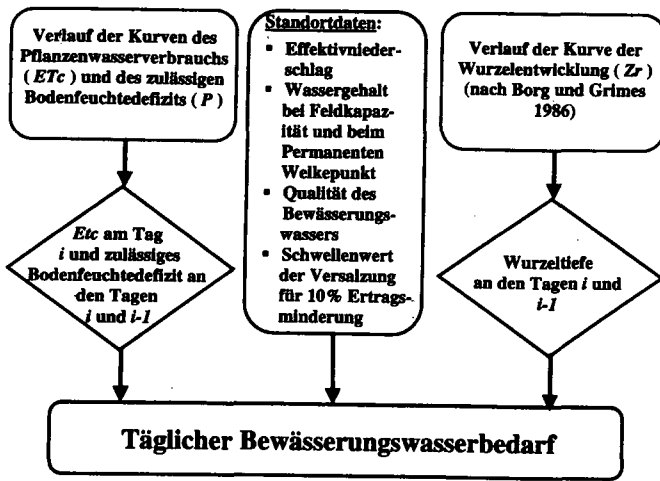


Abb. 1: Struktur des Modells TDBEM

rend der ersten 75 Tage einer Saison rund 500 m³ Wasser pro Hektar eingespart werden könnten.

Im Fall der Abb. 3 wurde mit unterschiedlichen Daten für den Pflanzenwasserverbrauch (ETc) und das zulässige Bodenfeuchtedefizit (P) gerechnet:

- * Variante A verwendet P und ETc als Tageswerte.
- * Variante C verwendet P als Saisonmittelwert; für ETc steht, wie in der Praxis üblich, jeweils ein Mittelwert (FAO-Standards) für die Anfangsphase (30 Tage), die Entwicklungsphase (50 Tage), die Fruchtbildungsphase (60 Tage) und die Reifephase (55 Tage).

Abb. 3 zeigt, dass bei Anwendung der üblichen Methode (C) es während der Vegetationszeit sowohl zu Überschätzungen als auch zu Unterschätzungen kommt. Diese Fehlschätzungen beeinträchtigen das Gleichgewicht zwischen dem tatsächlichen Pflanzenwasserbedarf und der zugeführten Bewässerungswassermenge.

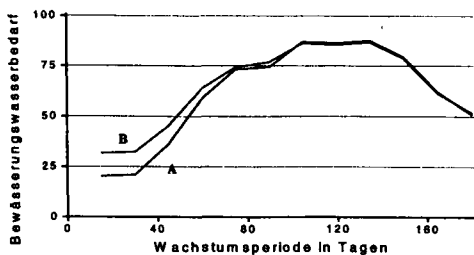


Abb. 2: Bewässerungswasserbedarf in m³/(ha*d) nach verschiedenen Berechnungsmethoden, Vergleich der Varianten A und B

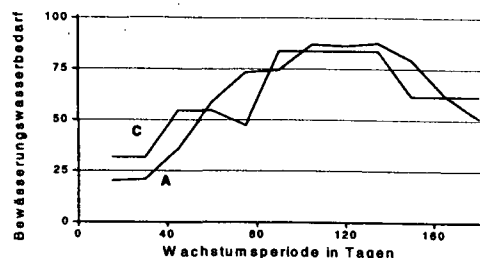


Abb. 3: Bewässerungswasserbedarf in m³/(ha*d) nach verschiedenen Berechnungsmethoden, Vergleich der Varianten A und C

Das ägyptische Landwirtschafts-Forschungszentrum in Kairo (LFZ), das die Bewässerungslandwirte berät, ermittelt den Bewässerungswasserbedarf nach einer Methode, die sich auf die Methodik CROPWAT der FAO stützt (El-Marsafawy & Eid, 1998). Die danach errechneten Wasserbedarfszahlen (Tab. 1) sind gegenüber denen des Modells TDBEM deutlich höher. Es zeigt sich, dass TDBEM gegenüber der Variante 1 der LFZ-Methodik 1500 m³ pro ha und Saison einspart; gegenüber der Variante 2 beträgt die Wasserersparnis der TDBEM-Methode 1200 m³ pro ha und Saison.

Tab. 1: Vergleich des Bewässerungswasserbedarfs für Baumwolle (Ägypten), berechnet nach der TDBEM-Methodik und nach der üblichen LFZ-Methodik

Verfahren	Bewässerungswasserbedarf (m ³ pro ha und Saison)
LFZ - Variante 1 (ETc saisonbasiert)	12 739
LFZ - Variante 2 (ETc phasenbasiert)	12 401
TDBEM (Tagesdatenbasis)	11 205

4. Schlussfolgerungen

Der Einsatz von konventionellen Berechnungsmethoden für den Bewässerungswasserbedarf, die monats- saison- oder phasenmittelwertbasiert sind, führt im Vergleich zu tageswertbasierten zu Fehlschätzungen:

- * Bei Baumwolle (Ägypten) kommt es im berechneten Beispiel (C) zu einer Überschätzung des Bewässerungswasserbedarfs in den ersten 50 Tagen der Vegetationszeit, ebenso zwischen dem 80. und 90. und nach dem 165. Tag. Solche Überschätzungen führen zu unproduktiver Verdunstung und so zur Verschwendung von Bewässerungswasser, das zur gleichen Zeit bei anderen Kulturen eingesetzt werden könnte.
- * Dagegen kommt es zwischen dem 50. und 80. Tag und zwischen dem 100. und dem 165. Tag zu teilweise erheblichen Unterschätzungen des tatsächlichen Bedarfs. Solche Unterschätzungen führen zur Unterversorgung der Pflanzen mit Wasser, was den Bewässerungserfolg erheblich beeinträchtigen kann.

5. Literatur

Attia, B., M. Andjelic & W. Klohn, 1995: River Nile monitoring, forecasting and simulation project. *Water Reports, FAO*.
 Bishay, A., 1993: The deserts of Egypt. - In: G. M. Graig (ed.): *The agriculture of Egypt. Oxford University Press*.
 Borg, A. H., & D. W. Grimes, 1986: Depth development of roots with time: and empirical description. *Transactions of ASAE*. 29 (1), 194 - 197.
 El-Marsafawy, S. M., & H. M. Eid, 1998: Estimation of water consumptive use for Egyptian crops. *Agric. Res. Center, Cairo*.
 Gallardo, M., L. Jackson, K. Schulbach, R. Snyder, R. Thompson & L. Wyland, 1996: Production and water use in Lettuces under variable water supply. *Irrigation Science* 16: 125-137.
 Seckler, D., & Z. Altaf, 1997: Use and productivity of the Nile water in Egypt. *Inter. irrig. Manag. Inst., Colombo, Sri Lanka, Annual Report*.

Regionalisierung der Sorptionseigenschaften von Böden für Schwermetalle

Andreas Horn¹
Stefan Gäth

Einleitung

Der Eintrag von Schwermetallen in land- und forstwirtschaftlich genutzte Böden ist von der Intensität der Landnutzung abhängig. Die Quantifizierung sowie Bewertung des Schwermetalleintrags ist eine Hauptaufgabe des vorsorgenden Bodenschutzes, damit die Intensität des Nutzungssystems im Kontext nachhaltiger Bewirtschaftung optimiert werden kann.

Methodik

Die Bewertung des Schwermetalleintrags in einen Boden muss auf Basis seiner individuellen Sorptionseigenschaften erfolgen. Als Indikator für die Belastbarkeit eines Bodens wird die Sorptionskapazität definiert. Sie beschreibt die Schwermetallmenge, welche unter Berücksichtigung des aktuellen Zustands des Bodens noch sorbiert werden kann, bis ein zuvor definierter Grenzwert in der Bodenlösung erreicht wird.

Zur Berechnung der Sorptionskapazität als Differenz aus maximaler und aktueller Austauscherbelastung werden Sorptionsisothermen des Bodens benötigt. Deren Ableitung in regionalem Maßstab unter vertretbarem analytischen Aufwand kann durch eine Pedotransferfunktion erfolgen.

Als Ansatz für die Regionalisierung wurde eine Modifikation der erweiterten Freundlich-Isotherme (Elzinga et al., 1999; Gäth & Schug, 2000) gewählt:

$$S = k_F \cdot C^n \quad (1a)$$

$$k_F = k \cdot (H^+)^{p1} \cdot (C_{org})^{p2} \cdot (Ton)^{p3} \cdot (Oxid)^{p4} \quad (1b)$$

mit S – Schwermetallkonzentration in der Festphase [mg kg^{-1}]; k_F – Freundlich-Koeffizient [$\text{L}^n \text{mg}^{1-n} \text{kg}^{-1}$]; C – Schwermetallkonzentration in der Bodenlösung [mg L^{-1}]; H^+ – Protonenkonzentration in der Lösung [mol L^{-1}]; C_{org} – organischer Kohlenstoff [%]; Ton – Tongehalt des Bodens [%]; $Oxid$ – Summe aus dithionitlöslichem Eisen und Mangan [g/kg]; $k, n, p1 \dots p4$ – Parameter [-].

Die Parameter der erweiterten Freundlich-Isothermen für Cadmium, Blei und Zink wurden mit Hilfe linearer Regressionsanalysen ermittelt (nach dem Logarithmieren von Gleichung 1 erhält man eine lineare Schätzfunktion). Im folgenden werden die Ergebnisse für Cadmium dargestellt.

Für die Entwicklung der erweiterten Cadmium-Freundlich-Isotherme wurde ein Datensatz mit 2783 Datenpunkten aus 502 Bodenproben (von Standorten mit unterschiedlichen Nutzungstypen) erhoben.

Zur Validierung wurde ein Probensatz mit 50 Datenpunkten (10 Bodenproben von Ackerstandorten) und ein Probensatz mit 320 Datenpunkten (74 Bodenproben von Waldstandorten) verwendet.

Ergebnisse

Die Regressionsanalyse für das vollständige Modell nach Gleichung 1 führt zu den in Tab. 1 dargestellten Parametern.

Tab. 1: Parameter der erweiterten Freundlich-Isotherme für Cadmium

	Vollständiges Modell	Reduziertes Modell
k	0,00259	0,00515
n	0,884	0,887
p1	-0,647	-0,661
p2	0,618	0,662
p3	0,193	-
p4	0,142	-

¹ Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen
Mail: Andreas.Horn@sfb299.uni-giessen.de

Als Gütemaße zur Bewertung der Regression werden das korrigierte Bestimmtheitsmaß (R^2_{korr}) und der Wert der F-Statistik (F) herangezogen. Für das vollständige Modell gilt $R^2_{korr} = 0,961$ und $F = 12964$.

Ein auf die Variablen C , H^+ und C_{org} reduziertes Modell (siehe Tab. 1) erreicht $R^2_{korr} = 0,957$, d.h. die ausgelassenen Variablen erklären zusätzlich nur 0,4 % der Gesamtstreuung. Des weiteren besitzt das reduzierte Modell den höheren F-Wert: $F = 19300$. Das reduzierte Modell weist somit unter Berücksichtigung aller Qualitätsmaße die höhere Güte auf und sollte in praktischen Fragestellungen mit beschränkter Datenverfügbarkeit zuerst Anwendung finden.

Die Validierung liefert für die Proben von Ackerstandorten befriedigende Ergebnisse (Abb. 1a). Die Validierung für die Proben von Waldstandorten gelingt nicht (Abb. 1b). Dies weist darauf hin, dass die Sorption von Cd in Waldböden von anderen Bodeneigenschaften dominiert wird bzw. dass die bereits in der Gleichung 1 berücksichtigten Eigen-

schaften anders gewichtet sind. Die anhand der Bodenproben von Ackerstandorten entwickelte Pedotransferfunktion ist in diesem Fall nicht in das Nutzungssystem „Wald“ übertragbar, und es müssen nutzungsspezifische Pedotransferfunktionen entwickelt werden.

Die Aufnahme bisher nicht betrachteter Bodeneigenschaften (z. B. oxalatlösliches Eisen und Mangan) sowie die Formulierung alternativer Modellansätze (z. B. die Beschreibung des Freundlich-Exponenten durch die o.g. Bodeneigenschaften) bieten Ansätze zur Modifikation der Pedotransferfunktion für eine bessere Beschreibung der Sorption in Waldböden.

Zusammenfassung

- Nachhaltige Landwirtschaft braucht eine stärkere Beachtung von Bodeneigenschaften.
- Die Regionalisierung der Sorptionseigenschaften durch erweiterte Freundlich-Isothermen bietet einen Ansatz für die Umsetzung nachhaltiger Bodennutzung in regionalem Maßstab.
- Die erweiterten Freundlich-Isothermen erreichen eine hohe Güte der Anpassung bei geringem Datenanspruch.
- Die Validität des Ansatzes bei Ackerstandorten ist befriedigend.
- Modifikationen des Modellansatzes sind eine Optimierungsperspektive bei Waldstandorten.

Literatur

Elzinga, E. J., van Grinsven, J.J.M. & Swartjes, F.A., 1999. General purpose Freundlich isotherms for cadmium, copper, and zinc in soils. *Europ. J. Soil. Sci.* 50: 139-149.

Gäth, S. & Schug, B., 2000. Regionalisierung der Filter- und Verlagerungseigenschaften von Böden gegenüber Schwermetallen am Beispiel des Cadmiums. *Bodenschutz* 1/2000: 6-10.

Danksagung

Dieses Projekt wird von der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 299 „Landnutzungskonzepte für periphere Regionen“ gefördert.

Wir danken Dipl.-Ing. agr. Ute Rost (Universität Gh Kassel) und Dipl.-Ökol. Daniela Sauer (Universität Gießen) für die Bereitstellung und Analyse von Bodenproben.

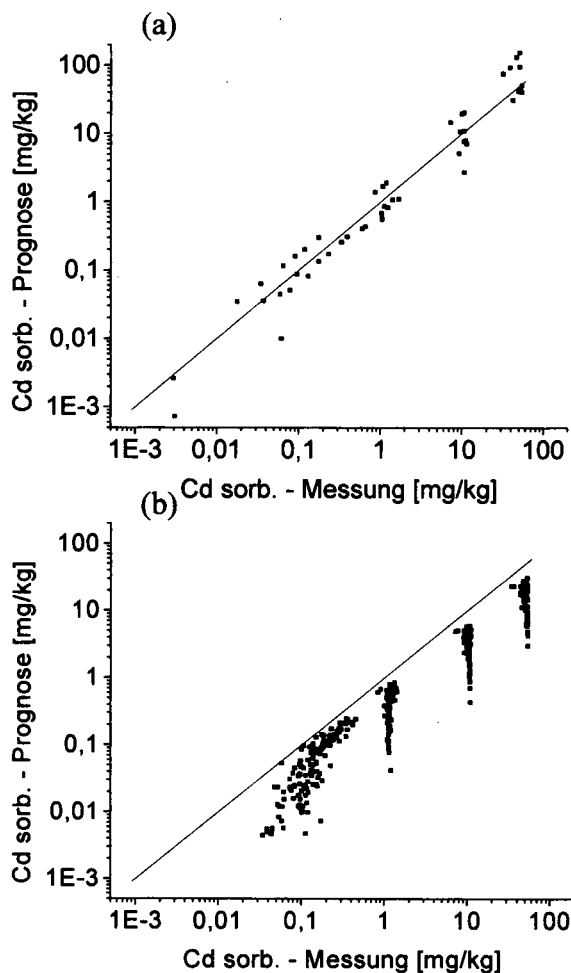


Abb. 1: Vergleich der gemessenen und mit dem reduzierten Modell prognostizierten Werte für im Boden sorbiertes Cadmium; (a) Proben von Ackerstandorten; (b) Proben von Waldstandorten

Regionalisierung bodenökologischer Kenngrößen am Beispiel des Westharz

M. Jansen^{1,2}, C. Eberl², F. Beese³ & J. Saborowski¹

1. Einleitung

Derzeitige Aufgabe der forstlichen Standortskartierung ist es, Informationen über die natürlichen Wachstumsbedingungen von Wäldern bereitzustellen. Die Erhebungsmethoden basieren im wesentlichen auf Geländearbeiten wie der morphologischen Ansprache von Bodenprofilen und vegetationskundlichen Aufnahmen. Auf der Basis der bundeslandspezifisch abgeleiteten Kennziffern ist, wie die Erfahrungen zeigen, eine Entscheidung über die Wahl der Bestockungsziele zuverlässig möglich.

Darüberhinaus besteht jedoch die Frage, ob es die flächenhaft vorliegenden Standortskarten erlauben, zusätzliche Indikatoren für andere, zunehmend bedeutsamere Waldfunktionen abzuleiten. Wichtige Indikatoren im Hinblick auf den Boden- und Trinkwasserschutz sind z. B. die Höhe der austauschbar gebundenen Kationen (KAK) und ihre qualitative Zusammensetzung (Basensättigung) oder die Vorräte an Kohlenstoff und Stickstoff im Boden. Da die Standortskarten für viele niedersächsische Wälder vorliegen, wäre über solche Beziehungen eine flächenhafte Übertragung (Regionalisierung) dieser Indikatoren möglich.

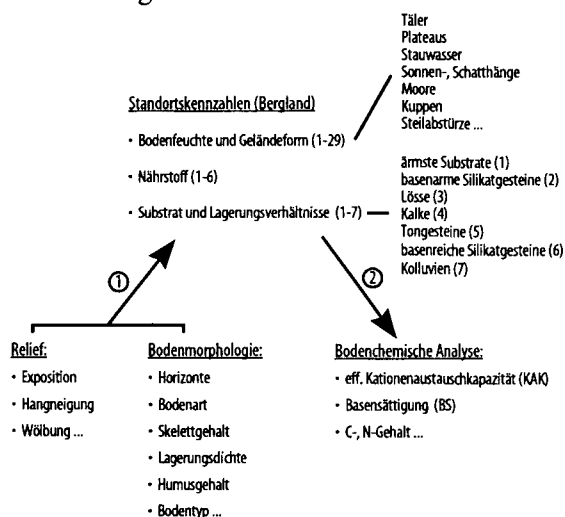


Abb. 1: Ableitung von Standortskennzahlen nach dem niedersächsischen Standortkartierungsverfahren (1) und Zusammenhang Kennzahlen - bodenchemische Analysen als Grundlage für die Regionalisierung (2)

2. Hintergrund

Bei der Kartierung von Waldstandorten nach dem niedersächsischen Verfahren werden auf der Basis eines dichten Netzes von Baggerprofilen und Pürkhauerbohrungen 3 Standortskennzahlen abgeleitet. Mit Hilfe von bodenmorphologischen, vegetationskundlichen und reliefspezifischen Ansprachen im Gelände werden räumliche Einheiten

- zur Bodenfeuchte und Geländeform (1-29)
- zum Nährstoffhaushalt (1-6)
- zum geol. Substrat und Lagerung (1-7)

ausgegrenzt (s. Abb.1).

3. Material und Methoden

Für die Untersuchungen wurden 400 Bodenprofile mit morphologischen und standortkundlichen Ansprachen sowie horizontbezogener Beprobung im Westharz aus dem Zeitraum 1980-90 herangezogen. Für den Vergleich der Bodenprofile wurden die horizontbezogenen Analyseergebnisse über die mittlere Horizonttiefe auf folgende Tiefenstufen umgerechnet: 0-10, 10-30, 30-60, >60 cm.

Für die statistische Überprüfung von Mittelwertunterschieden wurde der Kruskal-Wallis Test gewählt. Das Signifikanzniveau wurde entsprechend den Bedingungen für multiple Teststatistiken festgelegt. Um trendhafte Zusammenhänge zwischen abhängigen Variablen und der ordinal skalierten Nährstoffzahl statistisch abzusichern, wurde der Trendtest nach Jonkhheere (Bortz et al. 1990) durchgeführt. Neben den univariaten Testmethoden erfolgten multiple, lineare Regressionsanalysen. Die Methode wurde schrittweise vorwärts durchgeführt. Unabhängige Variablen wurden nur ins Modell übernommen, wenn r^2 um mindestens 1% verbessert werden konnte.

Neben regressionsanalytischen Methoden wurden auch geostatistische Methoden (gewöhnliches und universelles Kriging) auf ihre Eignung für die Regionalisierung überprüft.

4. Ergebnisse

Die Ergebnisse der univariaten Analysen zeigen, dass lediglich in einzelnen Fällen signifikante Zusammenhänge zwischen den Standortskennzahlen und bodenchemischen Analysen aufzuzeigen waren. Im oberen Teil der Abbildung 2 ist die effektiven Kationenaustauschkapazitäten (KAK) sowie die Summe der M_b -Kationen aufsummiert bis 90 cm Bodentiefe für 6 Substratklassen dargestellt. Insbesondere bei der

1. Institut f. Forstl. Biometrie und Informatik, Büsgenweg 4, 37077 Göttingen, mjansen@gwdg.de
2. Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen
3. Institut f. Bodenkunde und Waldernährung, Univ. Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen

KAK sind die auftretenden Streuungen groß. Lediglich die ärmsten Substrate zeigen deutlich geringere Mittelwerte. Einschränkend muss gesagt werden, dass der Stichprobenumfang für einige Substratklassen für das Gebiet räumlich repräsentativ, aber damit auch recht gering ist.

Mit steigender Nährstoffzahl ist eine zunehmende Tendenz bei den Medianwerten der KAK zu erkennen (s. Abb 2., unten). Die Streuungen sind allerdings so groß, dass der Trend als nicht signifikant erkannt wird. Signifikant dagegen ist die Zunahme für die Summe der Mb-Kationen.

Die Ergebnisse des Trendtest zeigen, dass signifikante Zusammenhänge auf den Unterboden beschränkt bleiben. Dies ist möglicherweise ein Hinweis darauf, dass mit der Ansprache mehr das geogene Potenzial als der aktuelle Zustand angesprochen wird.

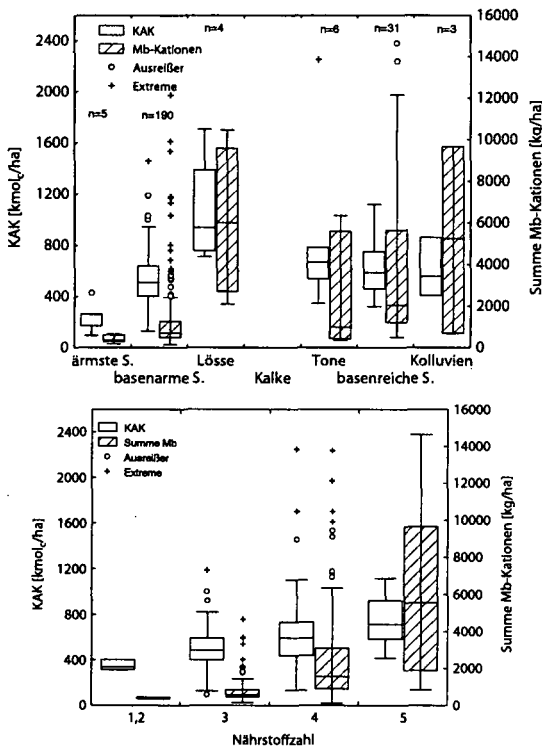


Abb. 2: KAK und Summe MB-Kationen für verschiedene Substratkennzahlen (oben) und mit zunehmender Nährstoffzahl (unten)

	pH CaCl ₂	C	N	Ca	Mg	KAK	BS	Summe Mb
<10 cm	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
10-30 cm	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	
30-60 cm	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	n.s.	*	
>60	n.s.	n.s.	n.s.	*	*	*	*	
0-90 cm ^a		n.s.	n.s.	*	*	n.s.		*

Tab 1: Ergebnisse des Jonkheere Trendtests für unterschiedliche bodenchemische Variablen mit zunehmender Bodentiefe und Mineralboden bis 90 cm. (*, signifikant p<0.05; n.s., nicht signifikant).

Auch mit multiplen, linearen Regressionen konnten für die Daten des Westharz signifikante Einflussvariablen gefunden werden. Die Aufklärung der Varianz ist

jedoch gering und übersteigt lediglich in zwei Fällen 30%.

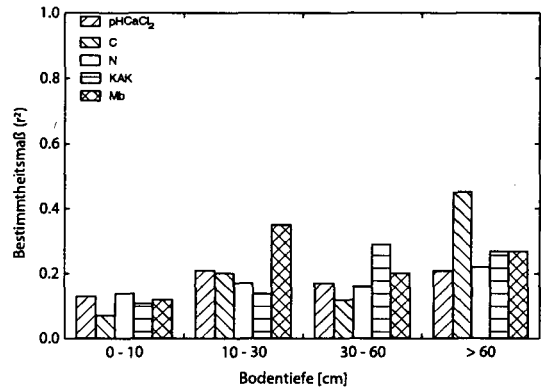


Abb. 3: Bestimmtheitsmaße (r²) multipler, linearer Regressionsmodelle für bodenchemische Variablen mit zunehmender Bodentiefe.

Umfangreiche Semivariogrammanalysen zeigten, dass plausible räumliche Autokorrelationen sowohl für die bodenchemischen Variablen selbst als auch für die Residuen von Regressionsmodellen nicht ableitbar waren.

5. Ausblick

Für die Daten des Westharz ist es mit univariaten, multivariaten und geostatistischen Methoden nicht gelungen, geeignete Regionalisierungsmodelle abzuleiten. In einzelnen Fällen, insbesondere in den tieferen Bodenhorizonten, konnten plausible signifikante Zusammenhänge aufgezeigt werden, die Streuungen waren jedoch meist für eine umfassende Varianzaufklärung zu groß. Vor weitergehenden Schlussfolgerungen sollten ähnliche Untersuchungen auf eine breitere Standortpalette mit höheren Stichprobenumfängen ausgedehnt werden. Sollten sich die hier vorgelegten Ergebnisse bestätigen, so muss über eine Neuausrichtung des Verfahrens im Hinblick auf die Regionalisierung quantitativer Größen nachgedacht werden.

Literatur

Bortz J, Lehnert GA, Boehmke K (1990) Verteilungsfreie Methode in der Biostatistik. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Eine ausführliche Darstellung der durchgeführten Analyse findet sich in:

Jansen M, Judas M, Saborowski J (im Druck): Spatial modelling in forest ecology and management. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York

Untersuchungen zur Verschlämmung in Abhängigkeit von der Saatbettstruktur auf Feldskala

Christine Jöckel, Nicola Fohrer & Hans-Georg Frede

Einleitung

Bodenerosion durch Wasser ist in ackerbaulich genutzten Gebieten bei schluffigen, erosionsanfälligen Böden und spät schließenden Kulturen ein großes Problem, da die Verschlämmung der Bodenoberfläche begünstigt wird. Kennzeichen der Schlammkrusten ist eine verminderte Porosität im Vergleich zum aggregierten Boden, wodurch die Infiltrabilität herabgesetzt wird. Um die Wirkung der Verschlämmung zu quantifizieren ist daher die Messung der gesättigten Wasserleitfähigkeit eine geeignete und etablierte Methode (FOHRER et al. 1999). Die verschiedenen Prozesse und Einflussfaktoren der Verschlämmung wurden bisher durch Niederschlagssimulationen im Labor analysiert. Unberücksichtigt ist die räumliche Variabilität der Verschlämmung auf ackerbaulich konventionell genutzten Schlägen unter natürlichen Niederschlagsbedingungen.

Material & Methoden

Die Ausbildung der Verschlämmung wurde auf zwei Ackererschlägen erfasst. Dabei erfolgte die Charakterisierung der Verschlämmung unter natürlichen Bedingungen durch die gesättigte Wasserleitfähigkeit. Neben der räumlichen Struktur wurde der Einfluss der Bodenbearbeitung auf die Verschlämmung betrachtet.

Die Felduntersuchungen wurden 1999 und 2000 im Amöneburger Becken auf Lössböden durchgeführt, und auf zwei benachbarten Flächen angelegt. Während der beiden Versuchsjahre wurde in einer nahegelegenen Klimastation die Niederschläge in fünfminütigen Intervallen erfasst.

Die räumliche Ausprägung der Verschlämmung wurde 1999 auf einer Fläche von 144 m x 72 m durch Messungen der gesättigten ermittelt. An 32 zufällig verteilten Messpunkten wurden je 25 große Stechzylinder (SZ) (250 cm³) unmittelbar nach der Aussaat von Mais in den schwach tonigen Schluff eingebracht wurden. Die Entnahme der SZ erfolgte im Frühsommer nachdem die Bodenoberfläche durch Maisblätter bedeckt war. Insgesamt 10 SZ wurden mit einem Deckel verschlossen, um die Verschlämmung zu verhindern. Diese **unverschlämmten** SZ dienten als Referenz für die 15 **verschlämmten** SZ. In die Auswertung gehen von allen 800 gemessenen SZ-Werten für jeden der

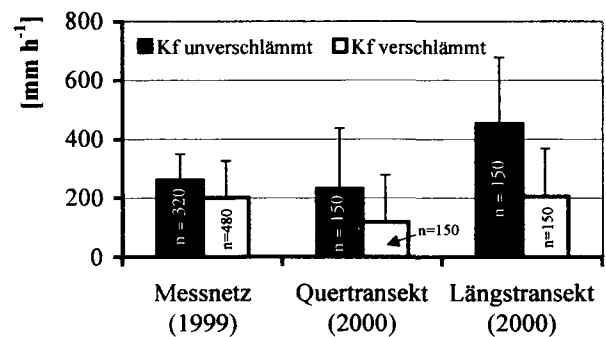
32 Messpunkte die Mittelwerte der beiden Varianten ein. Der Grad der Verschlämmung wurde für alle Messpunkte durch den Verschlämmungs-Quotienten angegeben, der das Verhältnis der Wasserleitfähigkeit bei unverschlämmter zu verschlämmter Bodenoberfläche beschreibt (ROTH 1992: 27). Um die regelmäßigen Strukturen der Bodenbearbeitung zu erfassen wurden im Jahr 2000 zwei Transekte auf einem Zuckerrübenbestand bei mittel tonigen Schluff angelegt, einmal quer zur Bearbeitungsrichtung (QT) und längs mit der Bearbeitungsrichtung (LT). In beiden Transekten wurde über eine Distanz von 30 m jeweils SZ in jeweils zehn Klein-Transekten analog zu 1999 ausgebracht. Die 15 unverschlämmten und 15 verschlämmten SZ waren parallel zueinander und exakt im Abstand von 13 cm eingemessen. In die Auswertung geht jeder der insgesamt 600 Messwerte ein.

Die Auswertung der räumlichen Daten erfolgte mithilfe der Geostatistik (GOOVAERTS 1997), um Aussagen über die Reichweiten der räumlichen Korrelation der gemessenen Werte machen zu können. Die Berechnungen erfolgten für alle Kennwerte an normierten Daten.

Ergebnisse

Die Ergebnisse der Messungen beider Jahre sind in Abb. 1 dargestellt.

Abb. 1: Mittelwerte der gesättigten Wasserleitfähigkeit beider Standorte



Die flächenhafte Untersuchung der Verschlämmung 1999 zeigt im Vergleich zum Transektversuch 2000 eine geringere hydraulische Leitfähigkeit bei verschlämmter Bodenoberfläche in Relation zum unverschlämmten Boden. Als Ursache sind unterschiedliche kinetische Niederschlagsenergien während beider Versuchsjahre auszuschließen. Im ersten Versuchsjahr 1999 fielen 129 mm Regen mit einer kinetischen Niederschlagsenergie von 1884 J m⁻². Dagegen 2000 wurde mit 95 mm 25 % weniger Niederschlag ge-

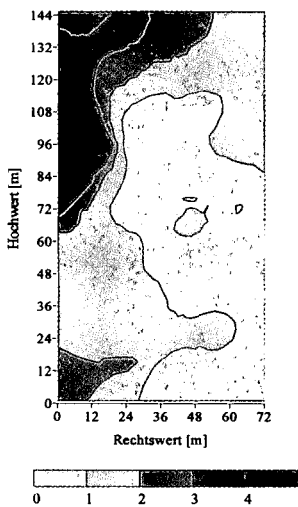
messen als im Vorjahr, was einer kinetischen Energie von 1346 J m^{-2} entspricht.

Ursache für die verschieden ausgebildete Verschlämmung ist auch der unterschiedliche Tongehalt beider Äcker. Während die 1,04 ha große Fläche von 1999 im Mittel 8,2 % Ton aufweist, liegt der Tongehalt des untersuchten Ackers in 2000 bei 12,3 %. Nach SHAINBERG (1992: 46) ist ein Tongehalt von 10 % ein Schwellenwert für die Ausbildung einer dichten, infiltrationshemmenden Schlammkruste. Bei geringem Tongehalten dispergiert weniger Ton und folglich werden weniger Poren verschlossen; die Ausbildung der Verschlämmung ist nicht vollständig und die hydraulische Permeabilität erhöht.

Für alle drei 1999 untersuchten Kennwerte, konnte eine räumliches Muster festgestellt werden. Die entsprechenden Variogramm-Parameter sind Tabelle 1 zu entnehmen.

Tab. 1: Variogramm-Parameter der Verschlämmungs-Kennwerte von 1999

	Nugget	Range [m]	Sill	Modell
Kf unverschlämmt	0,46	0,94	0,011	Power
Kf verschlämmt	0,33	12	0,66	sphärisch
Verschlämmungs-Quotient	0,47	1,21	0,004	Power



Der Grad der Verschlämmung wird durch den Verschlämmungs-Quotienten beschrieben. Werte < 1 markieren Bereiche, die durch eine schwach ausgebildete Verschlämmung charakterisiert und maßgeblich durch die Sackung beeinflusst

Abb. 2: Darstellung der räumlichen Struktur des Verschlämmungs-Quotienten

werden.

Dies spiegelt die räumliche Struktur in der rechten Hälfte der untersuchten Fläche fast vollständig wider. Dagegen sind die übrigen Bereiche deutlich verschlämmt, wobei die dunklen Zonen stärkere Verschlämmung anzeigen.

Die Ergebnisse der Variografie von beiden Transektversuche 2000 sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die räumliche Korrelation auf kurzen Distanzen im QT kann durch die Bodenbearbeitung verursacht sein. Kartierungen der Saatbettstruktur ergaben für eine Distanz von 250 cm wiederkehrende Muster. Dagegen zeigen beide Kennwerte im LT eine räumliche Abhängigkeit, die einen ähnlichen Range wie die Aggregatgrößenverteilung aufweisen.

Tab. 2: Variogramm-Parameter der Wasserleitfähigkeit von 2000

Quertransekt	Nugget	Range [cm]	Sill	Modell
Kf unverschlämmt	0,68	231	0,39	Sphärisch
Kf verschlämmt	reiner Nugget			
Längstransekt				
Kf unverschlämmt	0,62	480	0,43	Sphärisch
Kf verschlämmt	0,53	600	0,50	sphärisch

Zur Erfassung der kleinräumigen Strukturen der Wasserleitfähigkeit wurden die einzelnen Klein-Transekte mit Variografie ausgewertet. Dabei konnte für das QT nur bei gesackter Bodenoberfläche Variogramme modelliert werden, die Ranges zwischen 42 cm und 57 cm aufwiesen, bei einem Durchschnitt von 48 cm. Auch hier kann die Saatbettbereitung zur Erklärung der räumlichen Korrelation herangezogen werden, da die Zuckerrübenreihen im Abstand von 45 cm eingesät wurden. Im LT konnte für die unverschlämmte und verschlämmte Bodenoberfläche Variogramme modelliert werden. Die räumliche Korrelation bei verschlämmtem Boden wurde durch einen mittleren Range von 75 cm beschrieben, die zwischen 50 cm und 105 cm liegen. Bei unverschlämmter Bodenoberfläche dagegen wurden in erster Linie Power-Modelle und in einem Fall ein sphärisches Modell mit einem Range von 46 cm angepasst.

Schlussfolgerung

Aus beiden Versuchen kann abgeleitet werden, dass die Verschlämmung innerhalb einer Agrarlandschaft auch engstem Raum und innerhalb eines Feldes unterschiedliche ausgebildet ist. Die Ausbildung der Verschlämmung ist auf Feldskala räumlich korreliert und neben den Standortbedingungen maßgeblich durch die kleinräumig wiederkehrenden Strukturen der Bodenbearbeitung beeinflusst.

Literatur

- FOHRER, N., BERKENHAGEN, J., HECKER, J.M. & RUDOLPH, A. (1999): Changing soil and surface conditions during rainfall. Single rainstorm/subsequent rainstorms.- *Catena*, 37: 355-375.
- GOOVAERTS, P. (1997): Geostatistics for natural resources evaluation.- 483 S.; Oxford University Press (New York).
- ROTH, C.H. (1992): Die Bedeutung der Oberflächenverschlämmung für die Auslösung von Abfluß und Abtrag.- *Bodenökologie & Bodengenese*, 6: 179 S.; Berlin.
- SHAINBERG, I. (1992): Chemical and mineralogical components of crusting. In: SUMNER, M.E. & STEWART, B.A. [Hrsg.]: Soil crusting. Chemical and physical processes.- *Adv. in Soil Sci.*: 33-53; Lewis Publishers (Boca Raton, Fla.).

Messung des Wassergehalts mittels TDR – Genauigkeitsanforderungen in technogenen Substraten am Beispiel von Braunkohlenaschen

M. Kastler, S. Zikeli & R. Jahn

1. Einleitung

Für die empirische Ableitung absoluter volumetrischen Wassergehalte (θ) aus der mittels TDR gemessenen Dielektrizität (ϵ) hat sich bei Mineralböden die Anwendung von Universalfunktionen (z.B.: TOPP et al. 1980, ROTH et al. 1992, TOPP & DAVIS 1981) bewährt. Der Einfluss der Bodenmatrix und des Gehalts an organischem Kohlenstoff (C_{org}) auf die $\theta(\epsilon)$ -Beziehung wurde durch die Verwendung parametrisierter Eichfunktionen (MALICKI et al. 1996) berücksichtigt. Gleichzeitig ließ sich damit das Spektrum der Böden, für die diese Funktion gültig ist, hinsichtlich Lagerungs- und Substanzdichte sowie C_{org} -Gehalt erweitern.

Die von uns untersuchten Böden aus Braunkohlenaschen (BKA) unterscheiden sich jedoch stark von denen, für welche die Universaleichfunktionen Gültigkeit besitzen. Ihre Gehalte an kugelförmigen, vesikulären, röntgenamorphen Partikeln mit großen Oberflächen sowie ihre hohen C_{org} -Gehalte haben geringe Substanzdichten zur Folge und tragen zu den niedrigen Trockenrohdichten zwischen 0,40 und 0,80 g cm⁻³ bei. Die aus der Dielektrizitätskonstante abgeleiteten Wassergehalte werden aus diesem Grund stark unterschätzt (Abb. 1).

2. Versuchsansatz und Ziel

Die untersuchten BKA weisen sehr geringe Lagerungs- und Substanzdichten sowie hohe Gehalte an organischem Kohlenstoff auf (Tab. 1). Sie unterscheiden sich damit stark von Mineralböden, für die die existierenden Universaleichfunktionen $\theta(\epsilon)$ bzw. $\theta(\epsilon; \rho)$ gültig sind. Da diese Eigenschaften die Beziehung $\theta(\epsilon)$ beeinflussen, wurde überprüft, ob durch eine Parametrisierung der Verlauf der Funktion besser und mit einer höheren Anpassungsgüte beschrieben werden kann.

3. Material und Methoden

In die Untersuchungen wurden sechs Standorte unterschiedlichen Alters und Depositionsart (äolisch, verkippt, verspült) einbezogen. Einige typische Eigenschaften dieser BKA sind Tabelle 1 zu entnehmen. Für die Messungen wurden aus dem Substrat der oberen 60 cm Profiltiefe Mischproben hergestellt und mit entionisiertem Wasser jeweils 5 Wassergehalte (0,03 - 0,53 cm³ cm⁻³) eingestellt. Der Einbau des so präparierten Materials erfolgte in Kästen (10 × 10 × 10 cm) mit der im Feld vorliegenden mittleren Lagerungsdichte von 0 - 60 cm Tiefe. Für die Messung der Dielektrizitätskonstante wurden jeweils drei TDR-Sonden (Fa. Easy Test, Lublin) in den Kästen installiert. Die Bestimmung des zugehörigen volumetrischen Wassergehaltes erfolgte gravimetrisch nach Ofentrocknung bei 105 °C.

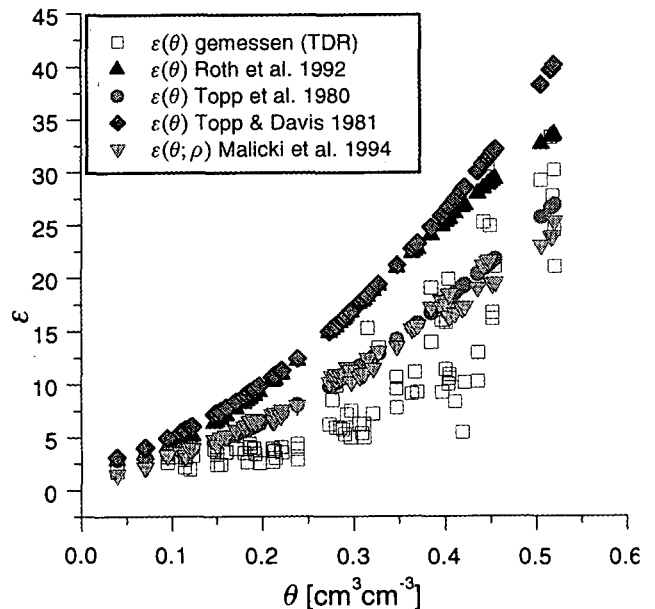


Abb. 1: Vergleich Universaleichfunktionen $\epsilon(\theta)$ bzw. $\epsilon(\theta; \rho)$ mit gemessener Funktion $\epsilon(\theta)$

Die Parametrisierung der Funktion $\theta(\epsilon)$ erfolgte nach dem bei MALICKI et al. (1996) dokumentierten Verfahren. Zur Beurteilung der Anpassungsgüte wurden die Standardfehler der Funktion berechnet.

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Braunkohlenaschen ρ ...Trockenrohdichte, ρ_s ...Substanzdichte, η ...Porenziffer, C_{org} ...organischer Kohlenstoffgehalt

Profil	Bodenart	ρ [g cm ⁻³]	ρ_s [g cm ⁻³]	η	C_{org} [g kg ⁻¹]
A	Su2	0,70	2,31	0,70	155,8
B	Su3	0,64	2,11	0,70	168,8
C	Us	0,41	2,21	0,82	164,1
D	Su2	0,78	2,60	0,70	66,3
E	Su3	0,50	2,11	0,76	218,7
F	Su3	0,65	2,46	0,73	66,2

4. Ergebnisse

Wie der Abbildung 2 zu entnehmen ist, führt die Parametrisierung der Funktion $\theta(\epsilon)$ durch Berücksichtigung der Lagerungsdichte zu einer Linearisierung gegenüber der nichtlinearen, empirisch bestimmten Beziehung $\theta(\epsilon)$. Die Folge ist eine Überschätzung der realen Wassergehalte im Bereich von 0 - 0,2 und oberhalb von 0,45 cm³ cm⁻³. Der Standardfehler liegt bei 0,056 cm³ cm⁻³. Während der Bestimmung des Einflusses des Lagerungsdichte auf den Verlauf der Funktion $\theta(\epsilon)$ zeigte sich jedoch, dass die Heterogenität innerhalb der BKA so groß ist, dass Werte von zwei Profilen nicht in die Berechnungen einbezogen werden konnten. Es handelt sich hierbei um die mit den

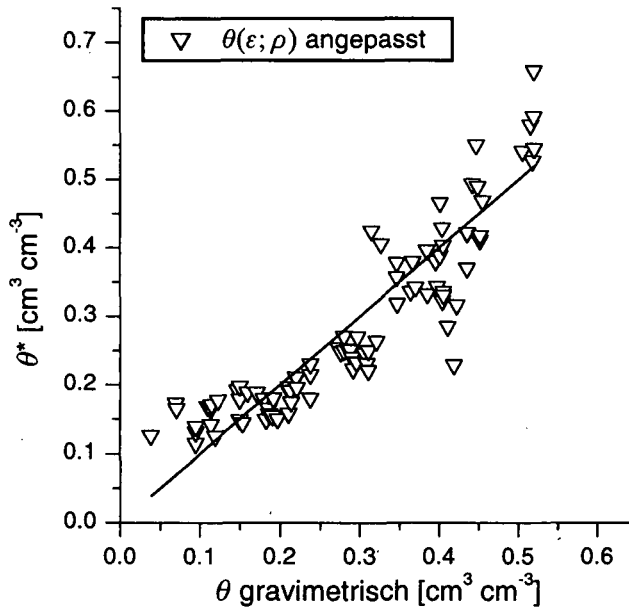


Abb. 2: Abweichung der mittels angepasster Funktion $\theta(\epsilon; \rho)$ berechneten Wassergehalte θ^* vom gravimetrisch bestimmten Wassergehalt θ

geringsten Lagerungsdichten und höchsten C_{org} -Gehalten (Profil C und E).

Da der Parameter C_{org} die größte Streuung innerhalb der untersuchten Böden aufwies, wurden hier die besten Ergebnisse für die Anpassung einer neuen Eichfunktion erwartet. Auch hier konnten zwei Profile nicht in die Berechnungen einbezogen werden, und zwar die mit den höchsten Lagerungsdichten und den geringsten Kohlenstoffgehalten (D und F). Möglicherweise ist dies auch die Ursache für die starke Unterschätzung der realen Wassergehalte durch die angepasste Funktion und den hohen Standardfehler von $0,08 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Da die untersuchten Böden aufgrund der Art ihrer stofflichen Zusammensetzung geringe Substanzdichten aufweisen, wurde der Einfluss dieses Parameters auf die $\theta(\epsilon)$ -Beziehung überprüft. Auch hier war die Anpassungsgüte mit einem Standardfehler von $0,056 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ unbefriedigend. Kein wesentlich besseres Ergebnis wurde durch die Berücksichtigung der Porenziffer erreicht. Der Einfluss der in diesem Parameter enthaltenen Lagerungsdichte führte hier wieder zu einer Linearisierung der Funktion $\theta(\epsilon)$ und zu Überschätzungen des realen Wassergehaltes. Die gewählten Parameter erwiesen sich damit für die Erstellung einer neuen Eichfunktion als nicht geeignet.

5. Diskussion

Ein profilweiser Vergleich der Standardfehler aller parametrisierten und der nichtparametrisierten Funktion $\theta(\epsilon)$ zeigte nur geringe Unterschiede in den Anpassungsgüten (Abb. 3). Am schlechtesten gelang die Anpassung für das Profil C. Hier sind die Gehalte an amorphen Substanzen sehr hoch. Diese Eigenschaft drückt sich auch in dem besonders hohen Thixotropiegrad aus. Wasser liegt hier fester an die Mineralphase gebunden vor und weist somit sehr viel geringere Dielektrizitäten als freies Bodenwasser auf (TOMER et al. 1999). Der gravimetrisch bestimmte Wassergehalt ist demzufolge höher als der mittels TDR-

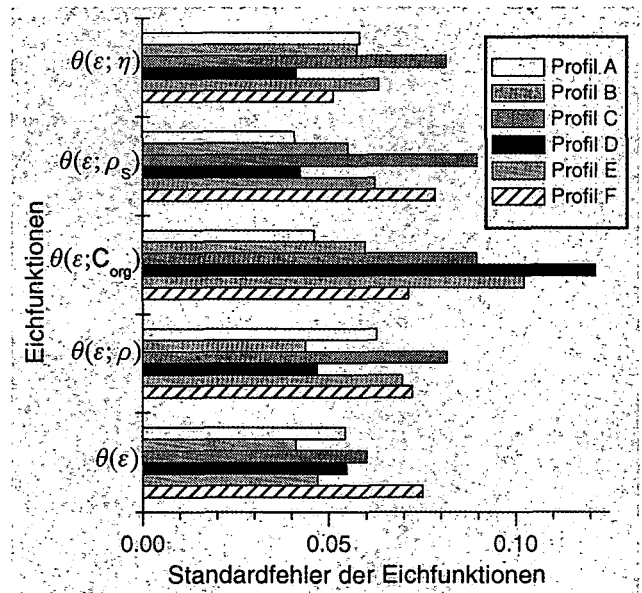


Abb. 3: profilbezogener Vergleich der Standardfehler aller Eichfunktionen

Sonden gemessene. Während sich die Anpassungsfehler der Funktion $\theta(\epsilon)$ durch profilbezogene Eichungen auf Werte zwischen $0,022$ und $0,038 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$ in den Profilen A, B, D und F reduzieren lassen, gelingt dies für die Profile C ($0,053 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) und E ($0,042 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) nicht. In beiden Profilen sind die thixotropen Eigenschaften deutlich stärker ausgeprägt als in den anderen. Zusätzlich sind die Gipsgehalte der zwei Profile mit bis zu 20 M.-% so hoch, dass das am Gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) gebundene Kristallwasser aufgrund der sehr geringen Lagerungsdichten bis zu 1,7 Vol.-% am Gesamtwassergehalt ausmacht.

Die starke Heterogenität der untersuchten Braunkohlenaschen setzt für die Vorhersage absoluter Wassergehalte die Erstellung individueller Eichfunktionen voraus. Die Anwendung gemischt-dielektrischer Modelle für die Anpassung der Funktion $\theta(\epsilon)$ der Profile C und E ist zu überprüfen.

Literatur:

- Malicki, M.A., R. Plagge, C.H. Roth, 1996: Improving the calibration of dielectric TDR soil moisture determination taking into account the solid soil. *European J. Soil Sci.* 47:357-366.
- Roth, C.H., M.A. Malicki, R. Plagge, 1992: Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant-water content as the basis for calibration of soil moisture measurements by TDR. *J. Soil Sci.* 43:1-13.
- Tomer, M.D., B.E. Clothier, I. Vogeler, S. Green, 1999: A dielectric-water content relationship for sandy volcanic soils in New Zealand. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:777-781.
- Topp, G.C., J.L. Davis, A.P. Annan, 1980: Electromagnetic determination of soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Resour. Res.* 16:574-582.
- Topp, G.C., J.L. Davis, 1981: Detecting infiltration of water through soil cracks by Time Domain Reflectometry. *Geoderma.* 26:13-23.

Wasserspannungsmessungen im Messbereich über pF 2,5

M. Kayser^a, G. Wessolek^a, A. Trefflich^b

Einleitung

GOLTZ et al. (1981) entwickelten das Verfahren der Gipsblocksondenmessung so weit, das geglättete Widerstandswerte erzeugt werden und die Ladungsprobleme der Leiter minimiert sind. Damit bietet sich die Möglichkeit, Wasserspannungen je nach Gipsblocksondentyp im Bereich von 100 bis 20.000 hPa zu messen. Angaben zur Streuung der Messungen werden in der Literatur werden nur wenige Angaben gemacht. FOWLER & LOPUSHINSKY (1989) geben für einen Messbereich von pF 0,0 bis 3,8 eine Streuung von 100 bis 300 hPa an. Die in unseren Untersuchungen von der Firma SOILMOISTURE vertriebenen Gipsblocksonden weisen nach Herstellerangaben im Messbereich zwischen pF 3,8 und 4,3 Streuungen von 300 bis 2.000 hPa auf. Diese Angaben beziehen sich auf Messungen unter Laborbedingungen und auf homogenisierte Substrate. Mögliche Veränderungen der Messwerte durch Inhomogenitäten durch natürlich gelagerte Böden wurden dabei nicht berücksichtigt. Für andere Messverfahren so z.B. zur Wassergehaltsbestimmung mittels TDR- oder FD-Sonden ist bekannt, dass u.a. eine kleinräumlich schwankende Porosität, veränderliche Kohlenstoff- und Steingehalte des Bodens aber auch hydrophobe Bereiche im Boden einen großen Einfluss auf die Messung unter Feldbedingungen haben können (u.a. VON WILPERT et al., 1998). Das Ziel dieser Arbeit bestand zunächst in einer Abschätzung der möglichen Abweichungen der Wasserspannungsmessung im Vergleich zu der aus der Wassergehaltsmessung ermittelten Wasserspannung.

Methode

Die Untersuchungen fanden im Raum Halle (Saale) statt. Die Messungen erfolgten in einer Braunerde aus Bergsandlöss über Geschiebemergel. In 50 cm Tiefe war der Bergsandlöss basal durch Kalkschutt aus Geschiebemergel und Rhyolith und damit auch der Wurzelraum auf 50 cm Bodentiefe begrenzt. Die Bodenart im Bergsandlöss war schwach sandiger Lehm Ls2 mit 5 Gew.-% Skelettanteil aus Rhyolith. Die Feldkapazität für dieses Profil betrug 151 mm, die nutzbare Feldkapazität 98 mm. In das Profil wurden in 10-cm-Tiefenstufen Einstichtensiometer (ab 20 cm Tiefe), TDR-Sonden und Gipsblocksonden (5 cm, 10 cm, 20 cm ...) bis in 50 cm Bodentiefe eingebracht. Die Wiederholungszahl pro Tiefenstufe betrug bei den Tensiometern und TDR-Sonden drei, bei den Gipsblocksonden vier. Der Abstand zwischen TDR- und Gipsblocksonden betrug in jeder Messtiefe ca. 10 cm, die Tensiometer waren etwa 30 cm weit von den anderen Sonden entfernt.

Für die Erhebung der Wasserspannungswerte der Gipsblocksonden wurde die Eichfunktion der Firma SOILMOISTURE verwendet. Es wurden Gipsblocksonden des Typs SOILMOISTURE 5201 und das Handmessgerät SOILMOISTURE 5910-A verwendet.

Für die Kontrolle der Messgenauigkeit der Gipsblocksonden im Messbereich bis pF 2,8 (700 hPa)

wurden die Messungen der Einstichtensiometer herangezogen. Bei der Beziehung zwischen Wasserspannungsmessungen mit Gipsblocksonden und Tensiometern in Abbildung 1 zeigten sich tendenzielle Abweichungen von der 1:1 Linie ab etwa 500 hPa. Dann lagen die Wasserspannungen der Gipsblocksonden um 50 bis 100 hPa höher als die der Tensiometer.

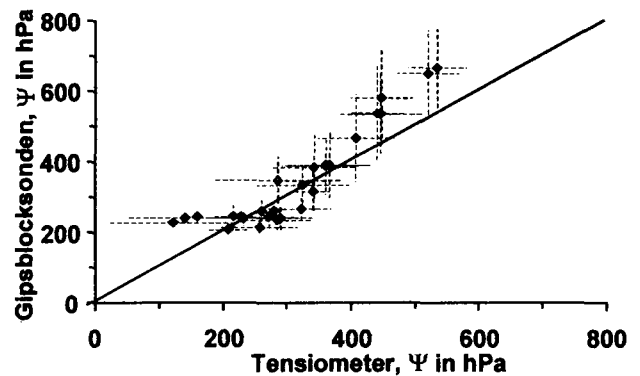


Abb. 1: Beziehung zwischen Wasserspannungsmessungen mit Gipsblocksonden und Einstichtensiometern

Weiterhin wurden die Θ -Werte der TDR-Sonden und die Ψ -Werte der Tensiometer verwendet, um eine Feld-pF-Funktion zu erstellen. Als oberster Wert (pF 4,2) der pF-Funktion wurde das Θ/Ψ -Wertepaar aus den Labormessungen eingesetzt. Die Funktionsanpassung erfolgte nach VAN GENUCHTEN (1980). Diese aus der pF-Funktion berechneten Wasserspannungen bildeten die Bezugsbasis für die Berechnung der relativen Abweichungen der Wasserspannungen Gipsblocksonden.

Ergebnisse

Bei feuchtem Boden im April und im September/Oktober wiesen die durch die Gipsblocksonden gemessenen Wasserspannungen stets höhere Werte auf als die mittels pF-Funktion berechneten Wasserspannungen (Abb. 2). Während eines kurzen Zeitraumes von Anfang bis Mitte Mai konnten durch beide Messverfahren etwa gleiche Wasserspannungen im Boden bestimmt werden. Im in Abbildung 2 dargestellten zeitlichen Verlauf wird zunächst deutlich, dass die Bodenaustrocknung von Juni bis August mit wenigen Unterbrechungen immer über pF 4,2 lag. Von Juni bis Mitte Juli sind alle aus der pF-Funktion berechneten Wasserspannungen höher als die durch die Gipsblocksonden gemessenen. Nach Mitte Juli bis August sind dagegen die Mittelwerte beider Messverfahren fast identisch. Es fällt jedoch auf, dass dann die Streuung der Gipsblocksondenmessung im Vergleich zu den Vormonaten steigt. Die Ursachen dafür können zum einen in der unterschiedlichen Durchfeuchtung des Bodens gesehen werden, die durch die Gipsblocksonden aufgrund ihres geringeren Messvolumens im Vergleich zu den TDR-Sonden besser erfasst wird. Eine weitere Ursache kann aber auch im unterschiedlichen Hystereseverhalten des Gipses und des Bodens gesehen werden, wodurch zeitliche Messverzögerungen der Gipsblocksonden auftreten können. Durch eine niederschlagsreiche Periode, in der vom 21. Juni bis 25. Juni 1998 22,6 mm Regen fielen, wurden am 26. und 29. Juni 1998 in 20 cm Tiefe Wasserspannungen von nur ca. 1000 hPa (Abb. 2) gemessen. Da die Wassergehalte in dieser Tiefe nur von 0,083 auf 0,125 cm³/cm³ stiegen, lagen die berechneten

^a FG Standortkunde und Bodenschutz, Institut für Ökologie, Technische Universität Berlin, Salzufer 11-12, D-10587 Berlin

^b Nikolaus-Weins-Str., 06120 Halle (Saale)

Wasserspannungen nach der Niederschlagsperiode immer noch eine Zehnerpotenz über den gemessenen.

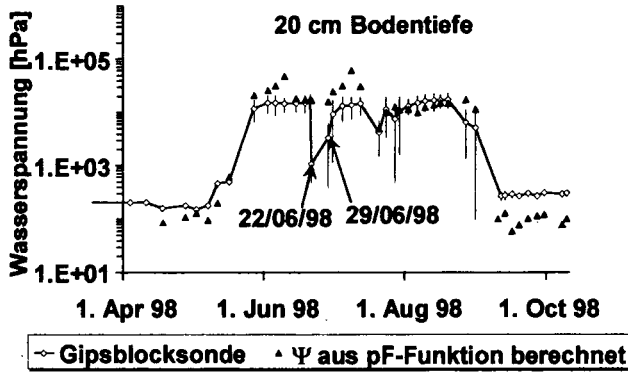


Abb. 2: Berechnete und durch Gipsblocksonden gemessene Wasserspannungen 20 cm Tiefe der Braunerde

Am Ende der Vegetationsperiode sind je nach Messtiefe die Verhältnisse oft umgekehrt (ohne Abb.): zunächst sinken die berechneten und dann die gemessenen Wasserspannungen. Hier tritt dann also oft eine deutliche Verzögerung der Gipsblocksondenmessung auf.

Im nächsten Schritt wurde die relative Abweichung der Gipsblocksondenwasserspannung zu den aus der pF-Funktion berechneten Wasserspannungen berechnet:

$$\text{rel. Abweichung} = \frac{\log \psi_{\text{Gips}}}{\log \psi_{\text{pF-Funktion}}} \cdot 100\%$$

In 5 cm Bodentiefe lag allgemein eine hohe Streuung der relativen Abweichung vor (Abb. 3). Mit steigender Wasserspannung, steigt auch die relative Abweichung. Eine Ursache dafür ist, dass der Messbereich der Gipsblocksonden nur die pF 4,3 reicht, der Boden jedoch wesentlich stärker austrocknet. Nur in einem geringen Wasserspannungsbereich von pF 2,1 bis 2,5 war die Differenz beider Messverfahren zueinander unter 10 %.

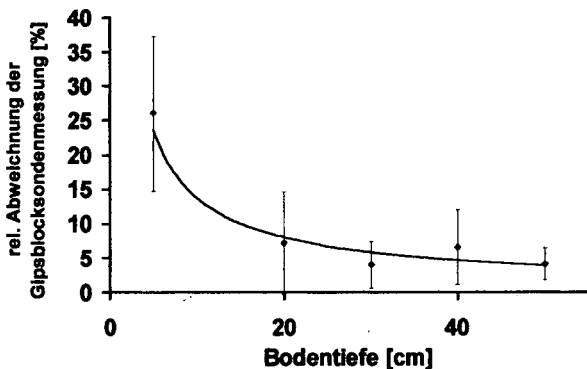


Abb. 4: Relative Abweichung der Gipsblocksonden-messung zu den mittels pF-Funktion berechneten Wasserspannungen als Funktion der Bodentiefe für den Messbereich pF 2,5 bis 4,3.

Dagegen sank die relative Abweichung in 50 cm Bodentiefe ab pF 2,2 auf etwa 10 % und verblieb dann auch bei hohen Wasserspannungen unter 10 % (Abb. 3).

Insgesamt ist auch die Streuung der Messwerte wesentlich geringer als es in 5 cm Bodentiefe der Fall war.

Vergleicht man nun die mittlere Abweichung der Gipsblocksondenmessungen in der Vegetationsperiode im Messbereich von pF 2,5 bis 4,3, so kann man mit zunehmender Boden- oder Messtiefe immer geringere Abweichungen zwischen beiden Messverfahren erkennen

(Abb. 4). Bereits ab 20 cm Bodentiefe beträgt die Abweichung nur noch 4 und 7 %.

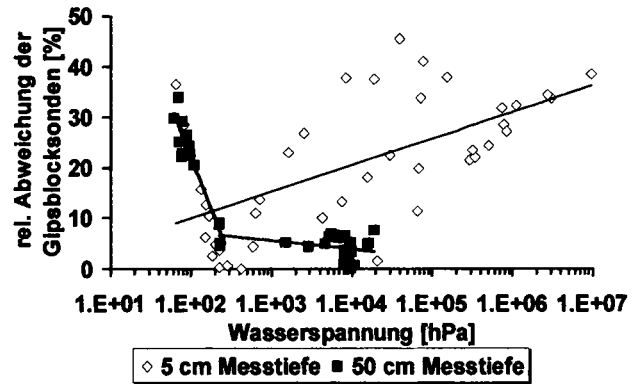


Abb. 3: Relative Abweichung und Trendlinien der Gipsblocksondenmessung zu den mittels pF-Funktion berechneten Wasserspannungen

Fazit

Grundsätzlich eignen sich Gipsblocksonden unter der Beachtung der dargestellten Ergebnisse und Einbeziehung eines möglichen Fehlers von etwa 5 % gut, um Wasserspannungen im Boden zu erfassen. Bei Bodenfeuchten unter pF 2,5 und über 4,3 ist die Sensitivität der Gipsblocksonden gering, so dass dann die Messung stark Fehlerbehaftet ist.

Je tiefer die Messung im Boden erfolgt, desto kleiner wird der scheinbare Fehler der Messung. Eine Ursache dafür ist, dass im Oberboden die Austrocknung oft weit über pF 4,3 hinausgeht und so die obere Messbereichsgrenze der Gipsblocksonden überschritten wird. Eine andere Ursache ist darin begründet, dass geringe Niederschläge eine inhomogene Bodenbefeuchtung im Oberboden bedingen und so in den Sommermonaten ein schneller Wechsel von Austrocknung und Wiederbefeuchtung auftritt. Da dabei sowohl im Gips als auch im Boden Hysteresevorgänge ablaufen, konnte nicht festgestellt werden, ob die Gipsblocksonden die Wasserspannungen richtig erfassen.

Allgemein kann festgehalten werden: je homogener (mit steigender Profiltiefe) das Substrat ist und je ausgeglichener der Wasserhaushalt ist, desto geringer ist die Gipsblocksondenmessung mit Fehlern behaftet. Gipsblocksonden sind kostengünstige Messgeräte die u.a. auch zur einfachen Erfassung von Trockenstresssituationen in der Vegetationskunde oder zur Wasserspannungskontrolle in Deponiebasisabdichtungen eingesetzt werden können.

Literatur

- GOLTZ, S.M.; BENOIT, G.; SCHIMMELPFENNIG, H. (1981): New circuitry for measuring soil water matric potential with moisture blocks. *Agric. Meteorol.* 24, 75-82.
- FOWLER, W.B.; LOPUSHINSKY, W. (1989). An economical, digital meter for gypsum soil moisture blocks. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53, 302-305.
- VAN GENUCHTEN, M.TH. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44, 892-898.
- VON WILPERT, K.; NELL, U.; LUKES, M.; SCHACK-KIRCHNER, H. (1998): Genauigkeit von Bodenfeuchtemessungen mit „Time Domain-Reflektometrie“ und „Frequency Domain-Sensoren“ in heterogenen Waldböden. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 161, 179-185.

Einfluß von Vegetationsfilterstreifen auf Pflanzenschutzmittel-Austräge mit Oberflächen- und Zwischenabfluß

Ch. Klein, St. Pätzold und G. W. Brümmer*

Einleitung

Bei Untersuchungen zur Qualität von Oberflächengewässern werden häufig Wirkstoffe von Pflanzenschutzmitteln nachgewiesen, die - insbesondere in Gewässern mit geringer Wasserführung - häufig von diffusem Austrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen herrühren. Im Rahmen eines Forschungsprojektes des Landes Nordrhein-Westfalen zum PSM-Austrag aus ackerbaulich genutzten Flächen sowie zu verschiedenen Minderungsstrategien wurde ein dreijähriger Feldversuch (1997-1999) durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, die Reduzierung des PSM-Austrages im Oberflächenabfluß und Erosionsmaterial durch Vegetationsfilterstreifen zu ermitteln. Darüber hinaus sollte der Einfluß von Vegetationsfilterstreifen auf den Austrag von PSM über den Zwischenabfluß abgeschätzt werden.

Material und Methoden

Die Versuchsfläche im Bergischen Land (NRW) besteht aus einer Hangpseudogley-Braunerde aus lößhaltiger Fließerde über in ca. 1 m Tiefe anstehende Schluff- und Tonschieferersatz, welcher zugleich die Stausohle für den Zwischenabfluß darstellt. Die Hangneigung der Versuchsfläche betrug 10 %, die Bodenart im Oberboden ist Ut4 mit 24 % Ton- und 65 % Schluffanteil. In allen drei Versuchsjahren wurde Mais in praxisüblicher Form angebaut und das Herbizid *Stentan* jeweils im Mai ausgebracht. Die darin enthaltenen Wirkstoffe Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin weisen ein breites Spektrum physikalisch-chemischer Eigenschaften auf (Tab. 1).

Tab. 1: Applikationsmengen (App-Menge in kg/ha für 1998 und 1999) sowie physiko-chemische Eigenschaften der untersuchten Wirkstoffe

Wirkstoff	Metolachlor	Terbutylazin	Pendimethalin
App-Menge	1,32 / 1,45	0,71 / 0,62	0,96 / 0,92
Löslichkeit in H ₂ O	490 mg/l (20 °C)	8,5 mg/l (20 °C)	0,3 mg/l (26 °C)
log P _{OW}	3,45	3,04	5,18
K _p -Wert	6,47	9,08	655
DT ₅₀	40 d	20 d	43 d

Es wurden verschiedene Vegetationsfilterstreifenvarianten (Größe 3 * 40 m Ackerfläche) eingerichtet (KLEIN et al., 1999); im folgenden wird lediglich auf die Varianten ohne Filterstreifen (oF; Oberflächenabfluß wurde direkt am Ackerrand aufgefangen) und mit 12 m breitem Grasfilterstreifen (GF12m) eingegangen. Untersucht wurden der Oberflächen- und Zwischenabfluß. Die Menge der Oberflächenabflußsuspensionen und der Zeitpunkt ihres Auftretens wurden elektronisch aufgezeichnet; die Probenahme erfolgte durch automatische Probenteiler. Die Abflußsuspensionen wurden auf ihre Sedimentkonzentrationen sowie auf ihre gelösten und sedimentgebundene PSM-Konzentrationen hin untersucht. Der Zwischenabfluß wurde über senkrecht im Boden angebrachte Drainvliese gesammelt und ebenfalls auf seine PSM-Lösungskonzentrationen hin untersucht. Desweiteren wurden im Anschluß an die PSM-Applikationen mehrmals Bodenproben der Ackerfläche und des Grasfilterstreifens von verschiedenen Positionen entlang des Hanges untersucht (Tiefenstufen 0-10, 10-30, 30-60 und 60-90 cm).

*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, 53115 Bonn; e-mail: klein@boden.uni-bonn.de

Ergebnisse und Diskussion

Das Ausmaß des PSM-Austrages wird sowohl durch die Abflußmengen wie auch durch die darin enthaltenen Wirkstoffkonzentrationen bestimmt. Die Oberflächenabflußmengen der Variante ohne Filterstreifen waren in den drei Versuchsjahren sehr unterschiedlich. In den ersten drei Monaten nach den Applikationen betrug der gesamte Abfluß 1997 0,98 mm, 1998 7,18 mm und 1999 2,74 mm. Die Oberflächenabflußmengen der Variante mit 12 m Grasfilterstreifen waren demgegenüber in allen Jahren deutlich vermindert; 1997 wurde mit 42 % die geringste und 1999 mit 98 % die größte Reduktionswirkung erreicht. Die Zwischenabflußmengen beider Varianten waren mit bis zu 1,61 mm insgesamt deutlich niedriger als der Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen (nicht dargestellt). Ein eindeutiger Einfluß der verschiedenen Varianten war dabei nicht festzustellen.

Der Austrag von PSM-Wirkstoffen mit dem Zwischenabfluß erfolgt in gelöster Form; im Oberflächenabfluß liegen Wirkstoffe im Abflußwasser gelöst und an Festkörper gebunden vor. Die Verteilung der Wirkstoffe auf diese Fraktionen wird dabei v.a. durch ihre physiko-chemischen Eigenschaften bestimmt (HAIDER, 1994). In Abb. 1 sind die jeweiligen Anteile für Terbutylazin und Pendimethalin dargestellt, die 1999 im Verlauf eines Abflußereignisses 9 Tage nach Applikation (TnA) auftraten. Die Gesamtkonzentrationen von Terbutylazin (Summe der gelösten und sedimentgebundenen Anteile) stiegen dabei im Verlauf des Abflußereignisses auf 346 µg/kg Abflußsuspension. Da Terbutylazin nur in geringem Maße adsorbiert wird (vgl. Tab. 1), wurde die Gesamtkonzentration dabei v.a. durch die gelösten Wirkstoffanteile bestimmt. So betrug der gelöste Terbutylazin-Anteil gegen Ende des Abflußereignisses (bei einer Abflußsumme von 0,30 mm) 322 µg/kg; der sedimentgebundene Anteil war mit 24,1 µg/kg vergleichsweise unbedeutend.

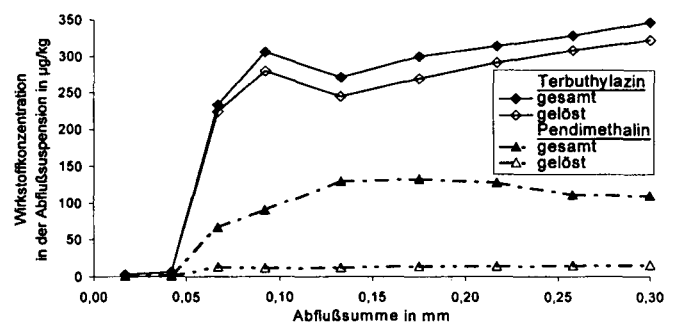


Abb. 1: Gesamte und gelöste Konzentrationen von Terbutylazin und Pendimethalin in der Oberflächenabflußsuspension im Verlauf eines Abflußereignisses (02.06.1999) 9 Tage nach Applikation (TnA)

Die Lösungskonzentration von Pendimethalin war dagegen mit bis zu 16,1 µg/kg während des gesamten Abflußereignisses sehr niedrig. Aufgrund der hohen sedimentgebundenen Anteile wurden aber mit 133 µg/kg hohe Pendimethalin-Gesamtkonzentration erreicht. Die Zunahme der gebundenen Anteile (ab einer Abflußsumme von 0,042 mm) ist v.a. auf steigende Sedimentausträge in der Abflußsuspension zurückzuführen (nicht dargestellt); die Pendimethalin-Gehalte im ausgetragenen Sediment blieben dabei mit 5.260 µg/kg bis 7.800 µg/kg relativ konstant.

In Abb. 2 sind beispielhaft die durchschnittlichen Gesamtkonzentrationen von Terbutylazin im Oberflächen- und Zwischenabfluß bei größeren Abflußereignissen nach den Applikationen 1998 und 1999 dargestellt. Dabei geben die jeweils ersten TnA-Angaben den Termin des Oberflächenabflußereignisses an. Für den Zwischenabfluß (zweite TnA-Angabe) sind die Termine der Probenahme aufgeführt. Die Zwischenabflüsse wurden dann aufgrund des jeweiligen vorherigen Probenahmetermins und der gefallenen Niederschläge Oberflächenabflußereignissen zugeordnet. Die Zwischenabflüsse müssen also jeweils zwischen den beiden Terminen aufgetreten sein.

Im Oberflächenabfluß der Variante ohne Filterstreifen traten die höchsten Konzentrationen von 143 µg/kg Abflusssuspension (1998) bzw. 237 µg/kg (1999) bei den jeweils ersten Abflußereignissen nach den Herbizid-Applikationen auf (Abb. 2). Im weiteren Verlauf nahmen die Konzentrationen stark ab. Dabei wurden die Konzentrationen einerseits vom zeitlichen Abstand zur Applikation beeinflusst, andererseits aber auch vom jeweiligen Niederschlagsgeschehen. Durch den Grasfilterstreifen wurde bei den meisten Ereignissen praktisch der gesamte Oberflächenabfluß zurückgehalten und somit eine vollständige Schutzwirkung erreicht. Bei den Ereignissen (z.B. 13 TnA 1998), bei denen in der Variante mit Filterstreifen Oberflächenabfluß auftrat, wurden die Konzentrationen im Vergleich zur Variante ohne Filterstreifen deutlich reduziert.

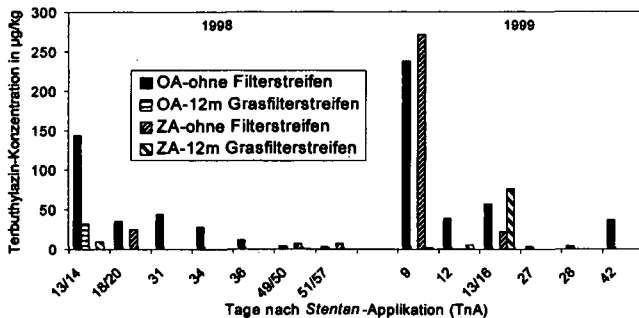


Abb. 2: Durchschnittliche Terbutylazin-Gesamtkonzentrationen im Oberflächen- (OA) und Zwischenabfluß (ZA) der Varianten ohne Filterstreifen und mit 12 m Grasfilterstreifen bei ausgewählten Abflußereignissen nach den Stentan-Applikationen 1998 und 1999

Der Zwischenabfluß war 1998 sowohl in Bezug auf die Häufigkeit des Auftretens als auch auf die Wirkstoff-Konzentrationen in beiden Varianten vergleichsweise unbedeutend. Bei dem ersten Abflußereignis 1999 (9 TnA) trat der Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen dagegen - vermutlich aufgrund eines raschen Transportes durch Makroporen - unmittelbar nach dem Oberflächenabfluß und mit ähnlich hohen Terbutylazin-Konzentrationen (271 µg/kg) auf. Im weiteren Verlauf war das Auftreten von Zwischenabfluß selten und es wurden nur geringe PSM-Konzentrationen festgestellt. In der Variante mit Grasfilterstreifen war die Terbutylazin-Konzentration 9 TnA mit 1,6 µg/kg sehr niedrig und stieg auf 76,3 µg/kg (16 TnA). Dies deutet auf einen verzögerten Austrag des zuvor in den Filterstreifen eingetragenen Wirkstoffs hin. In 1998 und 1999 war dabei auch im Bodenmaterial des Filterstreifens ein geringer Eintrag von Terbutylazin festzustellen (bis zu 34,3 µg/kg; nicht dargestellt); 149 TnA bzw. 126 TnA war Terbutylazin in Bodenproben des Filterstreifens nicht mehr nachweisbar.

In Tab. 2 sind die aus den Abflußmengen und den Konzentrationen resultierenden Wirkstoff-Austragsmengen der

Variante ohne Filterstreifen in den Vegetationsperioden 1998 und 1999 aufgeführt. Die mit dem Oberflächenabfluß ausgetragenen Wirkstoffmengen betragen 1998 bis zu 0,86 % (Terbutylazin) und 1999 bis zu 0,32 % der Applikationsmenge (Metolachlor). Durch die Grasfilterstreifen wurde eine deutliche Reduzierung der PSM-Austräge im Oberflächenabfluß von 94 bis 100 % bewirkt. Dabei wurden alle untersuchten Wirkstoffe in ähnlichem Maße reduziert. Die durch den Zwischenabfluß bedingten Austräge waren im Vergleich zum Oberflächenabfluß insgesamt deutlich niedriger. Durch den Grasfilterstreifen wurden auch diese Austräge weiterhin reduziert. Die Verminderung ist mit 48 bis 73 % (1998) bzw. 42 bis 55 % weniger bedeutsam als beim Oberflächenabfluß und darüber hinaus stärker von den Wirkstoffeigenschaften abhängig.

Tab. 2: Austragsmengen der PSM-Wirkstoffe Metolachlor (Met), Terbutylazin (Ter) und Pendimethalin (Pen) im Oberflächen- und Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen (oF, in % der Applikationsmenge) sowie Verminderung der Austräge durch 12 m Grasfilterstreifen (GF12m, in % Reduktion gegenüber oF)

Jahr	Wirkstoff	Oberflächenabfluß		Zwischenabfluß	
		oF	GF12m	oF	GF12m
1998	Met	0,58	97	0,0036	48
	Ter	0,86	94	0,0069	65
	Pen	0,57	96	0,0002	73
1999	Met	0,32	100	0,0620	42
	Ter	0,28	100	0,0513	52
	Pen	0,09	100	0,0015	55

Zusammenfassung

Während eines dreijährigen Feldversuchs mit Metolachlor, Terbutylazin und Pendimethalin im hängigen Gelände (10 % Neigung) wurden Austräge bis zu 0,86 % der applizierten PSM-Wirkstoffe durch Oberflächenabfluß und Bodenerosion festgestellt. Somit ist mit einer deutlichen Belastung von Oberflächengewässern über diese Austragspfade zu rechnen. Die Austragsmengen wurden durch Grasfilterstreifen um 94 bis 100 % vermindert. Einerseits führten die Grasfilterstreifen zu einer Verminderung der Oberflächenabfluß- und Sedimentausttragsmengen; andererseits wurden die gelösten und sedimentgebundenen PSM-Konzentrationen in den Abflusssuspensionen bei der Filterstreifenpassage reduziert. Im Zwischenabfluß der Variante ohne Filterstreifen wurden zumeist geringere PSM-Konzentrationen als im Oberflächenabfluß festgestellt; die ermittelten Austragsmengen sind dabei vergleichsweise unbedeutend. Auch in Bezug auf den Zwischenabfluß führte der Grasfilterstreifen zu einer Verminderung des PSM-Austrags, wenn auch in geringerem Maße als im Oberflächenabfluß. Dabei wurde keine dauerhafte Wirkstoffanreicherung im Grasfilterstreifen festgestellt. Somit können Filterstreifen eine wirksame Maßnahme zum Schutz von Oberflächengewässern vor PSM-Einträgen darstellen.

Danksagung

Wir danken dem Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz und dem Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen für die Finanzierung der Untersuchung und Dr. J. Haider für seine Unterstützung.

Literatur

HAIDER, J. (1994): Herbizide in Oberflächenabfluß und Bodenabtrag - Feldversuche mit simuliertem Regen. Diss. TU München-Weihenstephan. 231 S. - KLEIN, CH.; PÄTZOLD, ST. & BRÜMMER, G.W. (1999): Retention von Pflanzenschutzmitteln in Vegetationsfilterstreifen - ein wirksamer Schutz für Oberflächengewässer? *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkunl. Gesellsch.* 91: 394-397.

Die Pflanzenverfügbarkeit von Nonylphenolen

Sebastian Krahe, Rolf-Alexander Düring, Stefan Gäth

Einleitung

Im Rahmen der landwirtschaftlichen Verwertung von Klärschlamm kann Nonylphenol (NP) in den Boden gelangen. Nonylphenol, ein Stoff mit hohem toxischen und endokrinen Schadpotential, findet sich aufgrund seiner Herkunft und seinen physikalischen und chemischen Eigenschaften (Tab. 1) in verschiedenen Umweltmatrices und konnte in Nahrungsmitteln nachgewiesen werden.

Tab. 1: Physikalisch-chemische Eigenschaften von Nonylphenol

Wasserlöslichkeit	6 mg L ⁻¹
pKs (geschätzt)	10,28
Dampfdruck	0,3 Pa (25°C)
Log K _{ow} Spanne	3,01-4,48

Ziel des Forschungsprojekts ist die Untersuchung des Verhaltens der Substanz im System Boden-Pflanze.

Material und Methoden

Es wurden 51 Bodenproben mit unterschiedlichen Eigenschaften verwendet (Abb.1).

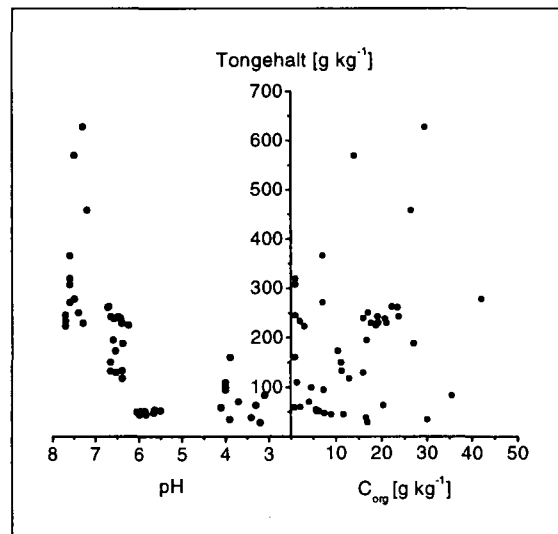


Abb. 1: Bodenparameter der Versuchsböden (n=51)

Sorptionsexperimente und Gefäßversuche werden radioanalytisch mit einem ringmarkierten Isomergemisch durchgeführt. Flüssiges Probenmaterial wird mittels Flüssigszintillation auf radioaktive Rückstände untersucht. Die Verbrennung von Boden- und Pflanzenproben ermöglicht über die radioanalytische ¹⁴C-Bestimmung eine Bilanzierung. Die Verteilung von ¹⁴C in intakten Pflanze wird mittels Phosphorimaging gezeigt.

Ergebnisse

• Sorption

Die Adsorptionsisothermen zeigen die starke Neigung von NP an den Boden zu sorbieren (Abb.2).

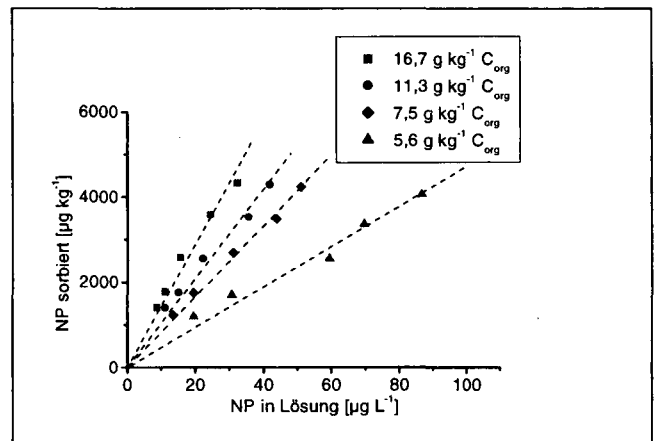


Abb. 2: Adsorptionsisotherme von 4 Versuchsböden

Die Affinität von Nonylphenol zur organischen Substanz wird durch die K_{oc}-Werte deutlich, die die Verteilungskoeffizienten K_d auf den C_{org}-Gehalt des Bodens normieren (Tab 2.).

Tab. 2: Überblick der K_d- und K_{oc}-Werte aller Versuchsböden

	K _d	K _{oc}
Spanne	9-323	2999-23646
Mittelwert	103	9882
VK[%]	67,4	42,5
Median	104	8705

Nach vorangegangener Adsorption wurden mehrere Desorptionsschritte unternommen. Es zeigt sich eine verzögerte Freisetzung der Substanz (Abb. 3).

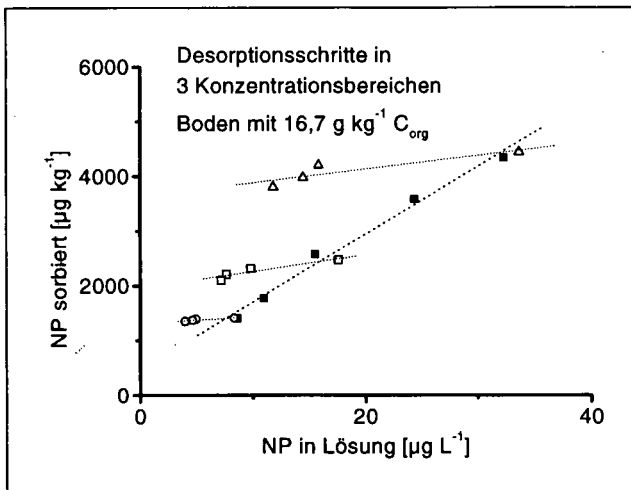


Abb. 3: Adsorptionsisotherme mit Darstellung von 3 Desorptionsschritten in 3 Konzentrationsbereichen eines Versuchsbodens

• Gefäßversuch

Die Konzentration von ¹⁴C in der jeweiligen Probenmatrix macht die hohe Affinität der Substanz an die beiden Versuchspflanzen Gerste (Sorte *Scarlett*) und Weizen (Sorte *Borneo*) deutlich (Abb. 4).

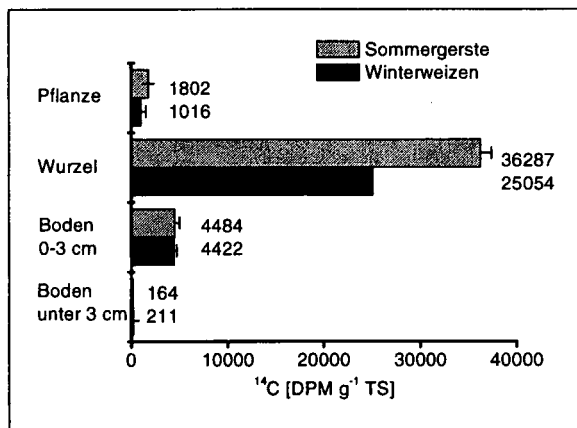


Abb. 4: Wiederfindung von ¹⁴C in den Probenmatrices der Gefäßversuche

Innerhalb der 15-tägigen Versuchsdauer findet eine Aufkonzentrierung von der Bodenmatrix an die Pflanzenwurzel statt. Im unteren Bodensegment konnten nur Spuren von Radioaktivität nachgewiesen werden. Insgesamt haben die verwendeten Weizenpflanzen gegenüber den Gerstenpflanzen eine geringere Affinität zur Testsubstanz.

Im Phosporimager wird der Trend der Bilanzierung von ¹⁴C-Rückständen bestätigt. Radioaktivität ist primär im Bereich der Pflanzenwurzel erkennbar. Die oberirdischen Pflanzenteile haben weniger Radioaktivität akkumuliert (Abb. 5).

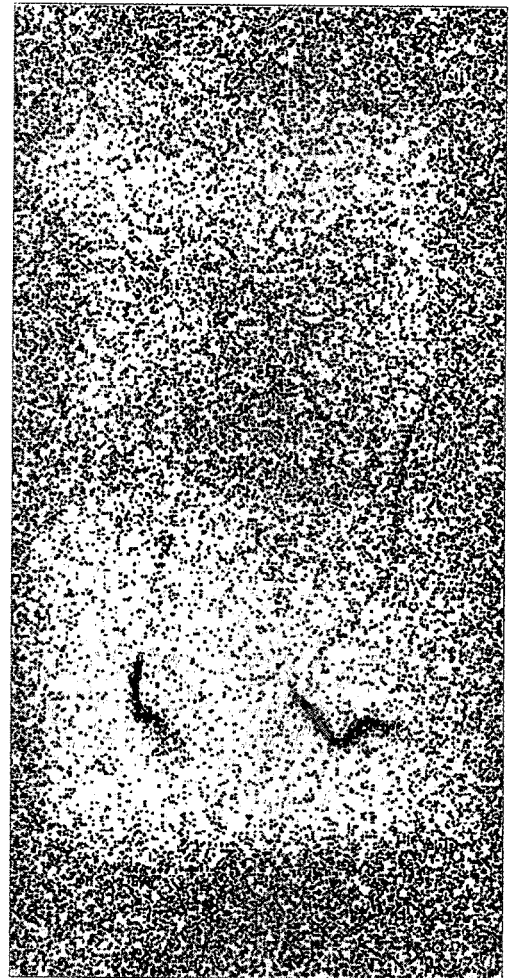


Abb. 5: Radioaktivität in 2 Gerstenpflanzen nach Scan im Phosphorimager

Fazit

Die Radioanalytik bewährt sich für die Untersuchungen zum Verbleib von NP im System Boden-Pflanze. Die C_{org}-Gehalte der Böden bestimmen massgeblich die Steigung der Adsorptionisothermen. Die Desorptionsneigung von NP ist geringer als die Adsorptionsneigung.

In den laufenden Versuchen konnten Spuren von Radioaktivität in den verschiedenen Kompartimenten des Testsystems Boden-Wasser-Pflanze nachgewiesen werden. Die Pflanzenwurzeln haben eine erhöhte Affinität zur Testsubstanz.

Weiterführende Versuche im Hinblick auf die Quantifizierung der systemischen und gasförmigen Eintragspfade und die Unterscheidung von radioaktiven Metaboliten in den verschiedenen Fraktionen des Systems sind in Vorbereitung.

Die Arbeiten werden unterstützt vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, Projekt Nr. 96HS050, der Deutschen Forschungsgemeinschaft, Projekt Nr. GA538/4-1 und der Justus-Liebig-Universität Giessen.

**ANWENDUNG DER ZEITREIHENANALYSE
ZUR AUSWERTUNG VON LONGITUDINALEN
MESSREIHEN DER BODENTEMPERATUR
EINER PARABRAUNERDE**

**Kuzyakova I.F.^{1,2}, Turyabahika F.¹, Billen N.¹,
Stahr K.¹**

Einleitung

Eine fortschreitende Entwicklung von longitudinalen Messmethoden hat in der letzten Zeit zu einer starken Vereinfachung der Erfassung von Primärdaten geführt. Viele Umweltparameter (Luft- und Bodentemperatur, Niederschläge, Bodenfeuchte etc.) und auch beeinflusste Größen, wie z.B. Gasflüsse aus dem Boden, N_{min} - und Wassergehalte etc.) können in kurzen Zeitschritten über mehrere Jahre automatisch gemessen und gespeichert werden. Die üblichen statistischen Methoden zur Auswertung solcher Datensätze sind sowohl von ihren Zielen als auch aufgrund des Datenumfanges nicht anwendbar. Eine der wenigen Möglichkeiten zur Interpretation von longitudinalen Messreihen bietet z.B. die Zeitreihenanalyse, die für die Auswertung von Spektren ausgearbeitet wurde und schon seit einiger Zeit in den Wirtschaftswissenschaften zur Analyse wiederkehrender Vorgänge Verwendung findet.

Ziel

Erfassung von Zusammenhängen der Dynamik der Luft- und Bodentemperatur in verschiedenen Bodentiefen mit Hilfe von verschiedenen Methoden der Zeitreihenanalyse.

Material und Methoden

Der untersuchte Boden befand sich in Kraichgau (3 km westlich von Bretten/NW-Baden-Württemberg). Der Boden ist eine erodierte Parabraunerde aus Löß, die aus folgenden Horizonten besteht: Ap (0-30cm), Bvt (30-75cm), C (Löß). Es wurden folgende Parameter stündlich erfasst: Lufttemperatur in 2 m Höhe, Bodentemperatur in den Tiefen 15, 30, 60, 90 und 110 cm.

Die Temperaturdynamik wurde sowohl mit klassischen statistischen Methoden (Korrelations- und Regressionsanalyse) als auch mit Methoden der Zeitreihenanalyse (darunter: Auto- und Krosskorrelation, Census-1-Decomposition) ausgewertet.

Ergebnisse und Diskussion

Klassischen statistischen Auswertungsmethoden liefern bei der Auswertung der periodischen Prozesse nur eine allgemeine Information:

¹ Institut für Bodenkunde und Standortlehre (310), Universität Hohenheim, 70599 Stuttgart
irinakuz@uni-hohenheim.de
² Forschungsinstitut für Düngung und Agrarbodenkunde, Pryanishnikova 31. 127550 Moskau

- durchschnittliche Monatstemperaturen tieferer Bodenhorizonte haben ca. 1 Monat Verzögerung zu Lufttemperatur (Abb. 1, oben)

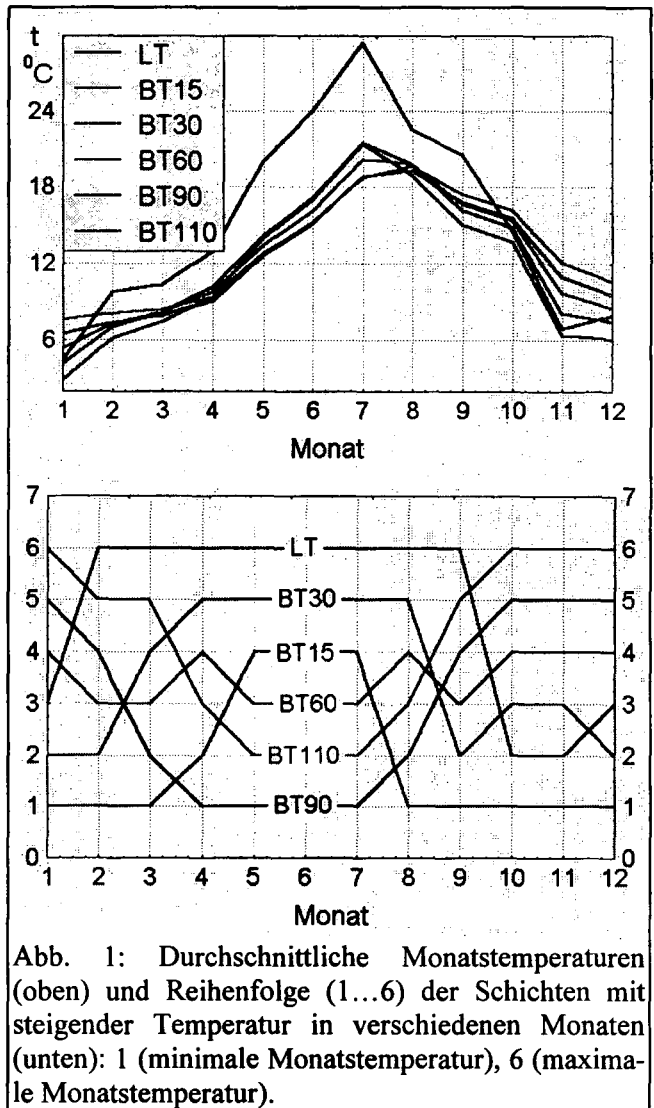


Abb. 1: Durchschnittliche Monatstemperaturen (oben) und Reihenfolge (1...6) der Schichten mit steigender Temperatur in verschiedenen Monaten (unten): 1 (minimale Monatstemperatur), 6 (maximale Monatstemperatur).

- durch Wärmespeicherung im Boden ist die durchschnittliche Monatstemperatur in der kalten Jahreszeit (Oktober - Januar) am höchsten in den Bodenschichten 90 und 110 cm (Abb. 1, unten).

Die Zeitreihenanalyse hat bei der Auswertung der periodischen Prozesse mehrere Vorteile. So ermöglicht z.B. Saisonale Decomposition (Census-I) ein charakteristischer Tagesgang der Temperatur festzustellen (Abb. 2, oben):

- ab der Tiefe 60 cm sind die täglichen Schwankungen der Bodentemperatur unbedeutend ($<0,05^{\circ}\text{C}$), sogar im August, der durch die höchsten Amplituden der Lufttemperatur charakterisiert wird.
- die Tagesamplitude in der 30-cm-Schicht ist von März bis August höher, als in der 60-cm-Schicht. In der kalten Jahreszeit ist die Tagesamplitude der Temperaturschwankungen in 30 cm Tiefe am geringsten (Abb. 2, unten).

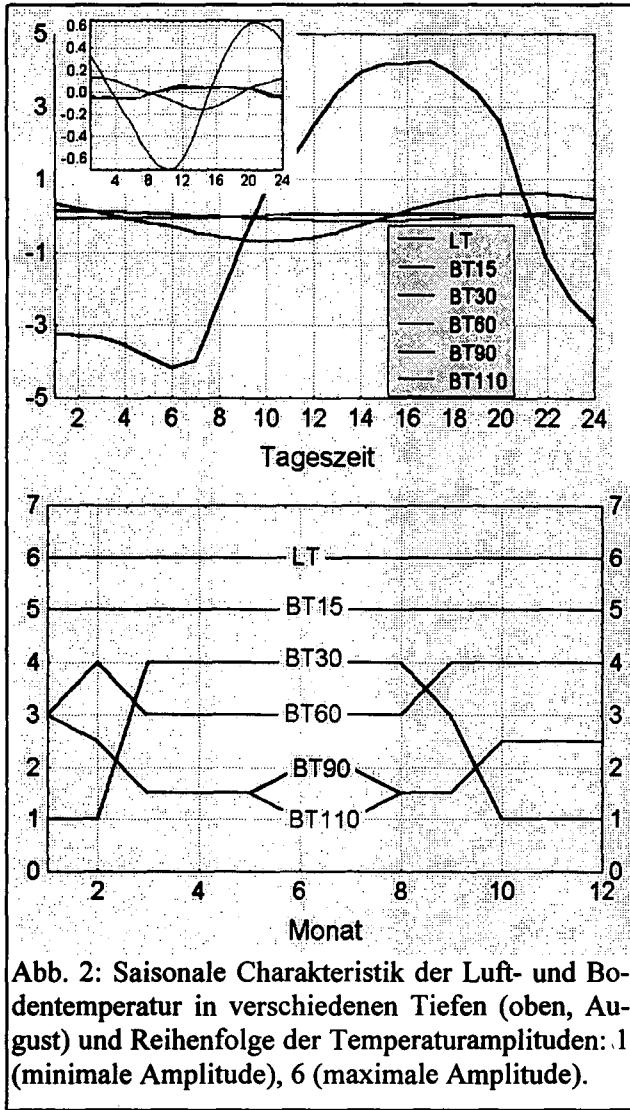


Abb. 2: Saisonale Charakteristik der Luft- und Bodentemperatur in verschiedenen Tiefen (oben, August) und Reihenfolge der Temperaturamplituden: 1 (minimale Amplitude), 6 (maximale Amplitude).

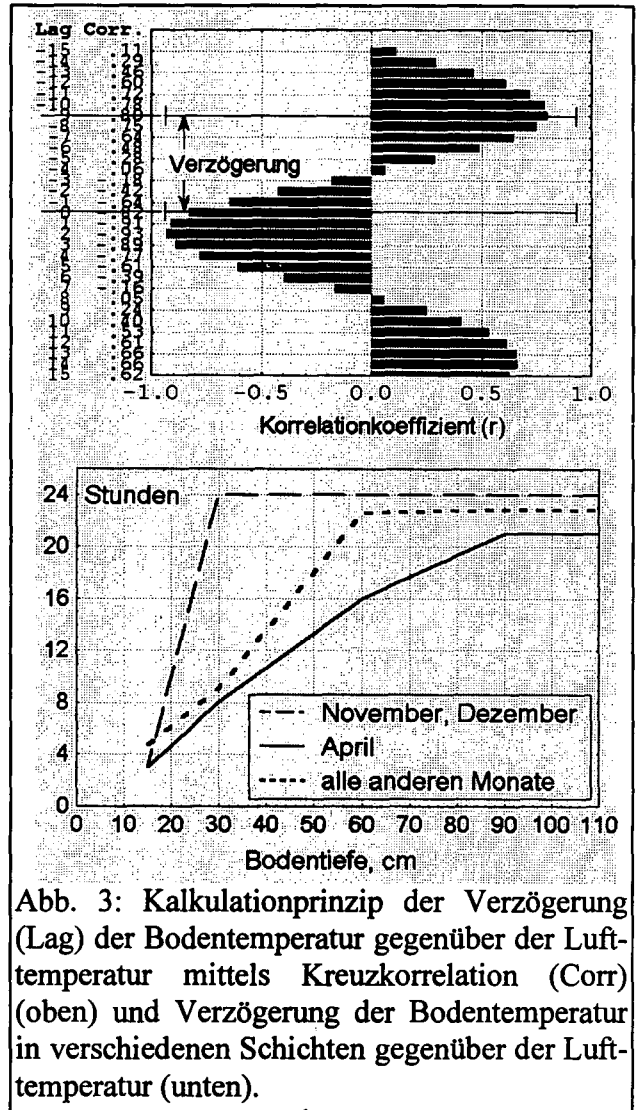


Abb. 3: Kalkulationprinzip der Verzögerung (Lag) der Bodentemperatur gegenüber der Lufttemperatur mittels Kreuzkorrelation (Corr) (oben) und Verzögerung der Bodentemperatur in verschiedenen Schichten gegenüber der Lufttemperatur (unten).

Eine andere Auswertungsmethode der Zeitreihenanalyse – die Kreuzkorrelation ermöglicht die Berechnung der Verzögerung der Ausbreitung der Temperatur in einzelnen Schichten (Abb. 3, oben):

- Die Verzögerung der Ausbreitung der Temperatur im Boden unterscheidet sich in den verschiedenen Jahreszeiten (Abb. 3, unten). In kalten Monaten (November, Dezember) ist die Verzögerung für alle Bodenschichten am höchsten und beträgt 24 Stunden (bereits in 30 cm Tiefe). Im April, der durch maximalen Temperaturanstieg charakterisiert wird, ist die Verzögerung für alle Horizonte am niedrigsten. Die Verzögerung in der Tiefe 60 cm ist geringer als in den Tiefen 90 und 110 cm. In allen anderen Monaten ist die Verzögerung in den Tiefen 60, 90 und 110 cm praktisch gleich und beträgt 22 bis 24 Stunden.
- Die Jahres- und Tagestemperaturverläufe, sowie die Verzögerung der Temperaturentbreitung in den 90- und 110-cm-Schichten sind kaum zu unterscheiden. Deswegen sind Messungen in nur einer Schicht eines C-Horizontes aus Löß ausreichend.

Schlussfolgerungen

Die Zeitreihenanalyse bietet umfangreiche Möglichkeiten zur Auswertung von periodischen longitudinalen Messreihen. Mit Saisonaler Decomposition ist es möglich ein Tagesgang (auch ein Jahresgang) der Temperatur festzustellen. Die Kreuzkorrelation ermöglicht die Verzögerung der Ausbreitung einer Variable zu einer anderen zu berechnen. In kalten Monaten ist die Verzögerung maximal, da die Tagesamplitude minimal ist.

Literatur

- Kuzyakov Ya., Rühlmann J., Geyer B., Gutezeit B. 1996. Zeitreihenanalyse der Temperaturdynamik eines Sandbodens. *Archiv für Acker- Pflanzenbau und Bodenkunde*. 40 (5): 379-386.
- Spangenberg A., Bredemeier M. 1999. Application of spectral analysis to meteorological and soil solution chemistry data. *Chemosphere*. 39 (10): 1651-1655.

Beurteilung der Prognosefähigkeit hydrologischer Modelle mittels Fehlerabschätzung

Th. Lenhart¹, K. Eckhardt¹, N. Fohrer¹, H.-G. Frede¹

Einleitung

Hydrologische Modelle werden für eine Vielzahl von Fragestellungen verwendet. Gerade für den Einsatz bei Planungs- oder Managemententscheidungen stellt sich jedoch die Frage der Prognosefähigkeit.

Da die Überprüfung des Modellen vor allem auf der Kalibration an verfügbaren Messdaten basiert, bleibt deren Fehler auch in der Modellaussage erhalten. Selbst ohne Berücksichtigung des eigentlichen Modellfehlers, d.h. unter der Annahme, dass das Modell in der Lage ist, die realen Prozesse exakt abzubilden, weisen damit alle Ausgabewerte, mindestens die gleiche Unsicherheit wie die zugrundegelegten Messdaten auf.

Somit ist im Umkehrschluss eine Aussage hinsichtlich der Signifikanz von Modellprognosen möglich. Die relative Änderung der Ausgabevariablen sollte zumindest größer als die ermittelte Unsicherheit der Eingangsvariablen der Kalibration sein. Prognosen, bei denen dies nicht erfüllt ist, sind nicht signifikant. Eine Aussage oder Bewertung mit ihnen ist nicht möglich.

Fehlerarten

Grundsätzlich sind alle erhobenen Daten fehlerbehaftet. Die Messwerte x_i lassen sich damit darstellen als

$$x_i = w_i + f_i \quad (Gl. 1)$$

wobei w_i wahrer Wert
 f_i Fehleranteil

Der Fehleranteil f_i setzt sich dabei aus zufälligem und systematischem Fehler zusammen.

Systematische Fehler

Systematische Fehler können als methodische und konzeptionelle Fehler oder analytische Fehler vorliegen. Methodische Fehler ergeben sich ebenso wie konzeptionelle Fehler durch ungeeignete Methoden und Ansätze. Sie können durch Verwendung von anerkannten Standardverfahren ausgeschlossen oder durch den Vergleich mit diesen erkannt und so eliminiert werden.

Als operationale Definition liegen systematischen Fehler dann vor, wenn die Differenz zwischen dem aus n verschiedenen Parallelbestimmungen erhaltenen Mittelwert und dem wahren Wert größer ist als der Vertrauensbereich des Mittelwertes. Der Vertrauensbereich kann dabei über die Verfahrensstandardabweichung bei standardisierten Verfahren oder der Wiederholstandardabweichung bei nicht standardisierten Verfahren ermittelt werden. Innerhalb einer Datenreihe sind damit die Messwerte x_i , die außerhalb des Vertrauensbereichs liegen, die sog. Ausreißerwerte, systematisch falsch.

Zur Klärung, ob Ausreißerwerte vorliegen, gibt es eine Vielzahl statistischer Prüfverfahren. Dabei handelt es sich

um Signifikanztests, die die Übereinstimmung der ermittelten Daten mit einer angenommenen Verteilung berechnen. Da die Anzahl der möglichen zufällig wirksamen Fehlerfaktoren unendlich groß ist, kann von einer annähernd symmetrischen Verteilung ausgegangen werden. Bei den hier betrachteten Messwerten kann zudem angenommen werden, dass es sich um eine eingipflige Verteilung handelt. Daher wurde der rm -Test nach [Grubbs und Beck, 1972] verwendet.

Die Bestimmung erfolgt dabei über eine Prüfgröße PG , die sich wie folgt errechnet

$$PG = \frac{|x_i - \bar{x}|}{s} \quad (Gl. 2)$$

wobei s Standardabweichung
 x_i Messwert i
 \bar{x} Mittelwert

Ab einem Signifikanzniveau von 95 % wird von einem systematischen Fehler ausgegangen und der Messwert als Ausreißer verworfen.

Zufällige Fehler

Zufällige Fehler sind unvermeidbare Abweichungen der bei mehrfachen Bestimmungen erhaltenen Analysewerten von einem Bezugswert. Bei Proben mit unbekanntem Gehalt ist dies der Mittelwert, bei synthetischen Proben der eingestellte Gehalt.

Unter der Voraussetzung unabhängiger Messwerte streben die Maßzahlen der Stichprobe mit zunehmenden Probenumfang gegen die Parameter der Grundgesamtheit. Damit strebt aber auch der Mittelwert der Proben gegen den wahren Wert. Die Abweichung ist umso schwächer je kleiner die Standardabweichung der Gesamtheit und je größer der Probenumfang ist.

Damit errechnet sich der einer Probenreihe innewohnende Fehler über die Standardabweichung. Unter Berücksichtigung, dass es sich beim Mittelwert auch um eine zufällige Variable handelt, die damit eine Wahrscheinlichkeitsverteilung aufweist, errechnet er sich als Standardfehler des Mittelwertes. Er ist das Maß für die Unsicherheit einer einzelnen Bestimmung und ergibt sich als

$$s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n(n-1)}} \quad (Gl. 3)$$

wobei $s_{\bar{x}}$ Standardfehler der Bestimmung
 s Standardabweichung
 n Anzahl der Messwerte
 x_i Messwert i
 \bar{x} Mittelwert

Die Güte einer Messung kann damit beschrieben werden als $\bar{x} \pm s_{\bar{x}}$.

Zur genaueren Ermittlung des Messfehlers sind Mehrfachbestimmungen erforderlich. Der Standardfehler gibt auch hier die Abweichung an. Basierend auf dem Standardfehler der einzelnen Bestimmung lässt er sich für eine Mehrfachbestimmung wie folgt ermitteln:

¹ Institut für Landeskultur, Justus-Liebig-Universität Gießen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen
mail: Thomas.Lenhart@agr.uni-giessen.de

$$s_{MB} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^m (x_{ij} - \bar{x}_i)^2}{n(m-1)}} \quad (Gl. 4)$$

- wobei s_{MB} Standardfehler der Mehrfachbestimmung
 x_{ij} j-te Messung der i-ten Bestimmung
 \bar{x}_i Mittelwert der i-ten Bestimmung
 m Anzahl der Messwerte pro Bestimmung
 n Anzahl der Bestimmungen

Die Güte der Bestimmung lässt sich damit dann über den Quotienten von Standardfehler der Mehrfachbestimmung und Stichprobenvarianz bestimmen.

Anwendungsbeispiel

Im Rahmen eines zweijährigen Intensivmessprogramms für die Stoffe Nitrat, Ammonium, Orthophosphat, Gesamtphosphat und Sediment zur Entwicklung und Validierung eines Wasserqualitätsmodul des räumlich differenzierten hydrologischen Modells SWAT-G [Eckhardt et al., 2001] für die Mesoskala wird eine Fehlerabschätzung für die erhobenen Daten durchgeführt.

Tabelle 1: Ergebnisse der Einzelbestimmungen

Bestimmung	Messung	Sedimentkonzentration [mg/l]	rm-Test	Verwendet + = ja - = nein		[mg/l]
I	1	0,0770	0,945	+	Mittel	0,070
	2	0,0680	0,189	+	Median	0,071
	3	0,0590	1,323	+	Standardabweichung	0,008
	4	0,0740	0,567	+	Standardfehler	0,004
II	1	0,0910	0,434	+	Mittel	0,093
	2	0,0910	0,434	+	Median	0,091
	3	0,1010	1,494	+	Standardabweichung	0,005
	4	0,0900	0,626	+	Standardfehler	0,003
III	1	0,0004	1,473	-	Mittel	0,010
	2	0,0130	0,387	+	Median	0,013
	3	0,0120	0,241	+	Standardabweichung	0,007
	4	0,0160	0,825	+	Standardfehler	0,003
IV	1	0,0570	1,087	+	Mittel	0,077
	2	0,0730	0,228	+	Median	0,075
	3	0,1020	1,329	+	Standardabweichung	0,019
	4	0,0770	0,013	+	Standardfehler	0,009
V	1	0,0280	0,206	+	Mittel	0,030
	2	0,0160	1,307	+	Median	0,032
	3	0,0410	0,986	+	Standardabweichung	0,011
	4	0,0360	0,527	+	Standardfehler	0,005
VI	1	0,0400	1,109	+	Mittel	0,048
	2	0,0540	0,832	+	Median	0,050
	3	0,0500	0,277	+	Standardabweichung Standardfehler	0,007 0,004
VII	1	0,0290	1,318	+	Mittel	0,017
	2	0,0130	0,475	+	Median	0,019
	3	0,0020	1,835	-	Standardabweichung	0,009
	4	0,0220	0,475	+	Standardfehler	0,004
	5	0,0170	0,053	+		
	6	0,0210	0,369	+		

Sediment nimmt dabei neben dem Aspekt des Erosionsgeschehens als Transportmedium für alle partikelgebundenen Stoffe eine zentrale Rolle ein.

Zur Abschätzung des Messfehlers für die Sedimentkonzentration wurden daher 7 Bestimmungen mit 3 bis 6 Einzelproben durchgeführt. Die so erhaltenen Messwerte wurden mit dem rm-Test auf systematische Fehler untersucht. Für die danach akzeptierten Parameter wurde eine Betrachtung des zufälligen Fehlers dann für die jeweilige Bestimmung von Mittelwert, Median, Standard-

abweichung und Standardfehler gemäß den oben angeführten Ansätzen durchgeführt. Die Ergebnisse sowie die verwendeten Messwerte sind in Tabelle 1 dargestellt.

Die Tabelle gibt jedoch nur den Standardfehler für die einzelnen Bestimmungen an. Die sich ergebende Wiederholstandardabweichung wurde dann als Standardfehler der Mehrfachbestimmung ermittelt. Dieser ergibt sich als 0,008 mg/l. Damit wird eine Güte der Bestimmung von 0,128 erreicht. Der Fehler innerhalb der ermittelten Sedimentkonzentrationen beträgt in diesem Beispiel somit ca. 13%.

Zusammenfassung

Mit Hilfe statistischer Methoden ist eine Fehlerabschätzung möglich. Für ein Messprogramm wurde die Sedimentkonzentration einer Fehlerbetrachtung unterzogen. Als zentraler Parameter des Stoffhaushaltsgeschehens dient sie dazu den Stoffhaushalt zu kalibrieren. Es wurde ein Fehler von etwa 13 Prozent ermittelt. Dies hat zur Folge, dass alle darauf basierenden Modellaussagen ebenfalls eine Unsicherheit von mindestens 13 Prozent aufweisen. Der eigentlich Fehler der Modellaussage wird durch Unsicherheiten im Modell selbst und die Beeinflussung der Ausgabeparameter durch mehrere Eingangsvariablen sogar noch größer sein. Es lässt sich so die minimal mögliche Unsicherheit bestimmen.

Für den Einsatz von Modellprognosen als Entscheidungshilfsmittel mittels Szenariorechnung bedeutet dies aber auch, dass Ergebnisse bei verschiedenen Randbedingungen sich um mehr als diese so ermittelte Unsicherheit unterscheiden müssen. Änderungen verschiedener Parameter, die geringer als der nach Ausschluss des systematischen Fehlers ermittelte zufällige Fehler der zugrundeliegenden Eingangswerte ausfallen, können auch allein durch den Fehler und nicht durch die geänderten Randbedingungen verursacht sein. Sie sind somit in jedem Fall nicht signifikant. Eine Aussage oder Bewertung darf mit ihnen nicht getroffen werden.

Literatur

Bortz, Jürgen, 1999: Statistik für Sozialwissenschaftler, 5. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg
 DEV, 1979: Arbeitsgruppe ‚Statistik in der Wasseranalytik‘ in der Fachgruppe Wasserchemie: Anwendung statistischer Methoden zur Beurteilung von Analyseergebnissen in der Wasseranalytik, DEV – 8. Lieferung 1979

Doerffel, K., 1965: Beurteilung von Analyseverfahren und –ergebnissen, 2. Auflage, Springer-Verlag Berlin

Eckhardt, K., S. Haverkamp, N. Fohrer, H.-G. Frede, 2001: SWAT-G, a version of SWAT99.2 modified for application to low mountain range catchments. Submitted to Physics and Chemistry of the Earth.

Grubbs, F.E., Beck, G., 1972: Technometrics, Vol. 14, No. 4, 1972, pp. 847 – 854

Sachs, Lothar, 1997: Angewandte Statistik – Anwendung statistischer Methoden, 8. Auflage, Springer-Verlag Berlin Heidelberg

Bodenerosion im Wolgaeinzugsgebiet -Risikoabschätzung und vorherrschende Prozesse-

Meißner, R.¹; Ollesch, G.¹; Rode, M.² und Kerzhentsev, A.³

Zusammenfassung

Im Rahmen eines deutsch-russischen Kooperationsprojektes wurde das Erosionsrisiko im Wolgaeinzugsgebiet auf der Basis von allgemein verfügbaren Datengrundlagen abgeschätzt. Als Problemzonen konnten die Lößregionen südlich von Moskau und bei Nishni Nowgorod sowie die Gebiete um Ufa und Perm ausgewiesen werden. Der Abflußbildung während der Schneeschmelze und den damit zusammenhängenden Erosionsprozessen kommt eine besondere Bedeutung zu. Sommerliche Starkregen treten in weiten Teilen des Einzugsgebietes in den Hintergrund.

Einleitung

Im europäischen Teil Rußlands sind große Bereiche von Landdegradation betroffen. Nach russischen Schätzungen sind 2/3 der landwirtschaftlichen Nutzflächen vom dominanten Prozeß, der Bodenerosion durch Wasser und Wind gefährdet. Hinzu kommt die Degradation der physikalischen und chemischen Eigenschaften der Böden, vor allem in der Schwarzerdezone. Die Ausdehnung der Nutzflächen in die Zone der borealen Wälder hat auch in diesem Ökosystem zu Schäden geführt.

Im Rahmen eines vom BMBF geförderten Kooperationsprojektes wurden für das Wolgaeinzugsgebiet, das mit ungefähr 1,5 Mio km² einen großen Teil des europäischen Rußlands entwässert, eine Abschätzung des Bodenerosionsrisikos durchgeführt. Dabei wurde auf allgemein verfügbare Daten, z.B. des Global Precipitation Climatology Centre oder des Joint Research Centre der EU zurückgegriffen. Das Ergebnis zeigt eine deutliche Konzentration des Erosionsrisikos im Gefolge von Sommerniederschlägen in den Regionen mit lößähnlichen Sedimenten südlich von Moskau und bei Nishni Nowgorod sowie darüber hinaus im östlichen Einzugsgebiet bei Ufa und Perm (Abb. 1, umseitig).

Neben den räumlichen Unterschieden des Bodenerosionsrisikos besteht eine Differenzierung der dominanten Erosionsprozesse, die von der meridionalen Anordnung der Landschaftszonen im Wolgaeinzugsgebiet hervorgerufen wird.

Im nördlichen Teil des Wolgagebiets überwiegt die Abflußbildung durch Schneeschmelzprozesse im März und April. Auswertungen von mehrjährigen Datenreihen aus einem Einzugsgebiet südlich von Moskau zeigen, daß mit der Schneeschmelze regelmäßig hohe Sedimentmengen erodiert und transportiert werden. Sommerliche Starkregenereignisse treten demgegenüber in ihrer Häufigkeit und erosiven Wirkung stark zurück (Abb. 2).

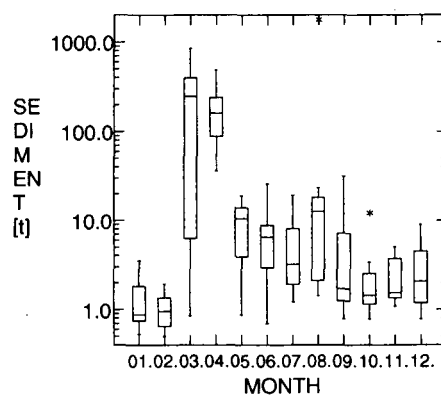


Abb. 2: Die zeitliche Variabilität von Sedimentausträgen aus dem Lubazhikaeinzugsgebiet südlich von Moskau auf der Basis von acht Jahren

Im Süden des Wolgaeinzugsgebietes herrschen lineare Erosionsformen vor, die von sommerlichen Niederschlagsereignissen hervorgerufen werden und mit dem Abfluß- und Niederschlagsmaximum in den Sommermonaten ursächlich verknüpft sind. Luftbilddaten der Region um Samara im Bereich des „Wolgaknies“ zeigen darüber hinaus Anzeichen von Winderosion als charakteristisches Degradationszeichen für subhumide bis semiaride Klimaregionen mit intensiver agrarischer Nutzung (Abb. 3).

Die Ergebnisse der Studie belegen eine räumliche Heterogenität des Bodenerosionsrisikos und eine darüber hinaus gehende Differenzierung der dominanten Erosionsprozesse. Die Ableitung von Ein-

¹ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Sektion Bodenforschung, Dorfstraße 55, 39615 Falkenberg/Altmark

e-mail an: ollesch@gm.ufz.de

² Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften,
Brückstr. 3A, 39114 Magdeburg

³ Institut für Grundlagenproblem der Biologie, Russische Akademie der Wissenschaften
Institutskaya 2, 142290 Pushchino



Abb. 3: Ausschnitt einer Luftaufnahme aus der Region Samara mit Hinweisen auf flächenhafte und lineare Erosionsprozesse.

griffsmaßnahmen und Anpassung der Landnutzungssysteme zur Verminderung der Bodenerosion als Degradationsprozeß, mit dem auch eine Vielzahl von „off-site“-Schäden verbunden sind, bedarf einer weitergehenden Analyse der Prozesse und steuernden Faktoren. Die Arbeiten werden im Rahmen des Ende 2000 begonnenen BMBF-Projektverbundes „Wolga-Rhein“ fortgesetzt.

Danksagung

Dieses Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Kennzeichen 02WT9811/0 gefördert.

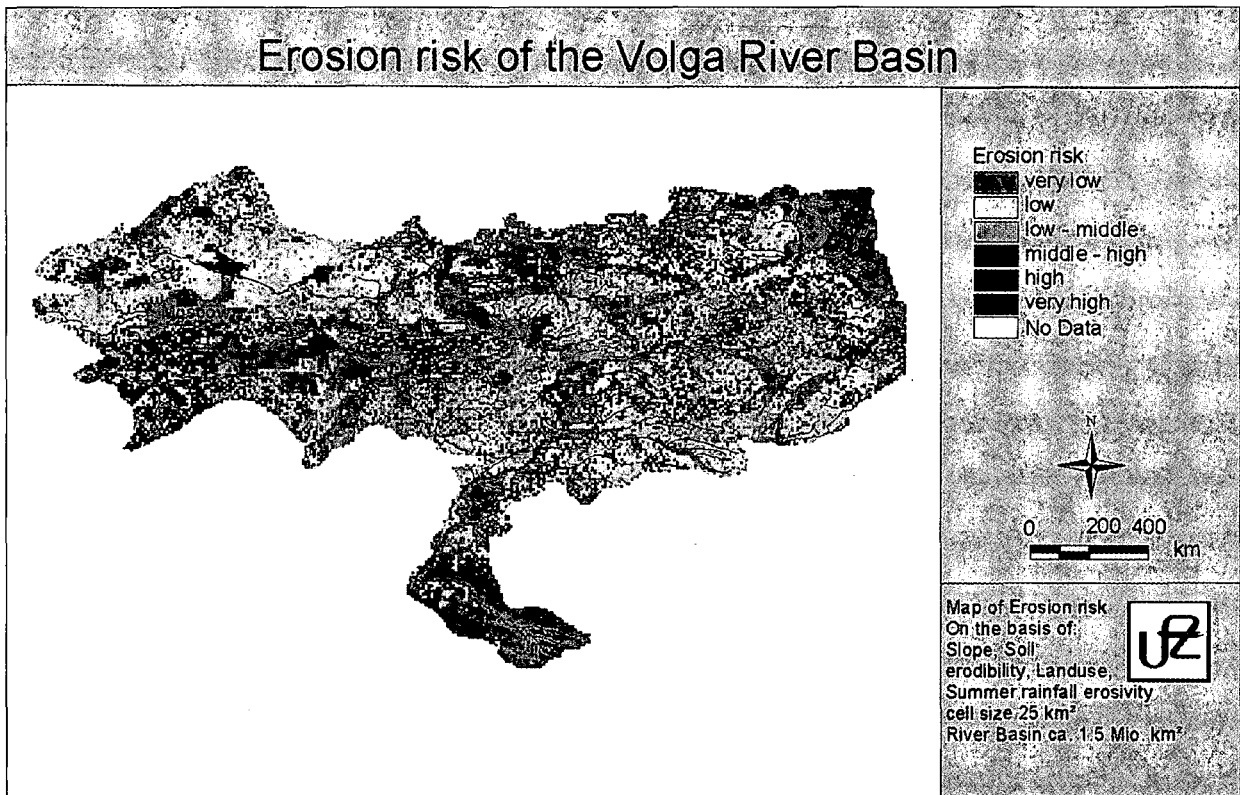


Abb. 1: Darstellung des Erosionsrisikos im Wolgaeinzugsgebiet auf der Basis von allgemein verfügbaren Parametern

Zur Datenbasis der deutschen Länderbehörden für die Prognose der Bodenerosion durch Wasser

Konrad Mollenhauer *

1. Einführung

Es wird die Frage diskutiert, welche Daten in der Bundesrepublik eigentlich für Zwecke der Erosionsprognose zur Verfügung stehen, und zwar aus folgenden Gründen: Zum einen befassen wir uns derzeit mit einer europaweite Bestandsaufnahme der Erosionsdatenbasis im Rahmen der COST-Action 623 der Europäischen Union. Zum anderen stellt uns das Bodenschutzrecht im Hinblick auf die Bodenerosion u. a. zwei wesentliche Aufgaben:

- * Die Beratung im Sinne der guten fachlichen Praxis zur Vorsorge gegenüber Bodenerosion und
- * die Beurteilung von Risiken und die Ableitung von Schutzmaßnahmen im Rahmen der Gefahrenabwehr.

Die Prüfung, ob Gefahrenabwehr nach Bodenschutzrecht erforderlich ist, verlangt, nicht zuletzt aus juristischen Gründen, sehr genaue, strikt auf den betroffenen Standort bezogene, justitiable Bewertungen. Dazu ist nach § 8 BBodSchV und Anhang 4 zur BBodSchV unter anderem klären:

- * Ist der Erosionsfall als erheblich zu betrachten?
- * Was hat den Abtrag verursacht?
- * Wo sind die Herkunftsflächen für Erosionsmaterial?
- * Welche Wiederkehrwahrscheinlichkeit weiterer erheblicher Ereignisse besteht? Mit welchen Daten, Methoden bzw. Modellen lässt sich die Wiederkehrwahrscheinlichkeit (einzelereignisbezogen) abschätzen?
- * Welche Maßnahmen können dazu führen, daß erhebliche Ereignisse nicht mehr zu erwarten sind bzw. unterhalb einer bestimmten Wiederkehrwahrscheinlichkeit bleiben?

Da das Ergebnis solcher Untersuchungen u. U. drastische Konsequenzen bis hin zu staatliche Zwangsmaßnahmen haben kann, braucht der Bearbeiter weitaus mehr als im Falle der Beratung zur Erosionsvorsorge hier i. d. R. punktgenaue Standortdaten. Die Frage ist: Hat er diese Daten? Findet er sie in Kartenwerken oder Datenbanken vor? Oder muß er sie selbst erheben? Dem soll hier im Hinblick auf drei Komplexe nachgegangen werden: Niederschlag, Relief und Bodenart des Oberbodens. Es wird dabei bewusst nach den standortkundlichen Grundlagendaten für die Bodenerosion in den einzelnen Bundesländern (ohne Stadtstaaten) gefragt; abgeleitete Daten zur Erosionsgefährdung wie R- oder K-Faktoren etc. interessieren hier ausnahmsweise nicht.

2. Niederschläge

Für die Ableitung der Niederschlagserosivität wird in der Regel auf die Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zurückgegriffen (Übersicht 1). Probleme bestehen meist dann, wenn Punktdaten für örtliche Erosionsprognosen (resp. für die standortgenaue Abschätzung der Wiederkehrwahrscheinlichkeit von Einzelereignissen nach § 8 BBodSchV) bei sommerlichen kurzzeitigen Starkniederschlägen, um die es gerade im Zusammenhang mit der Gefahrenabwehr häufig geht, benötigt werden. Der kleinräumigen Variabilität solcher Niederschlagsereignisse entspricht das Netz der für solche Fälle erforderlichen kontinuierlich aufzeichnenden Stationen nicht. Auf Schwierigkeiten stößt man auch dann, wenn man, was für Erosionsvorhersagen im Zusammenhang mit Gefahrenabwehr oft entscheidend ist, die Wiederkehrwahrscheinlichkeit von Niederschlägen der genannten Charakteristik für bestimmte Zeitabschnitte, z. B. für die erste Maihälfte, bzw. für relativ kurze Zeitabschnitte kritischer Bodenzustände oder Bedeckungsgrade abschätzen möchte.

* Justus-Liebig-Universität Gießen, Institut für Landeskultur, Heinrich-Buff-Ring 26-32 (IFZ), D-35392 Gießen, Tel. 0049-641-9937382

Übersicht 1: Niederschlagsdaten zur Abschätzung der Erosivität von Einzelniederschlägen

Stationen des Deutschen Wetterdienstes:

- * Bundesweit ca. 4200 haupt- und nebenamtliche Stationen, das ist im Mittel ca. 1 Station pro 85 km² (bei allerdings ungleicher räumlicher Verteilung).
- * Davon ca. 300 Stationen mit kontinuierlicher Registrierung (davon ca. 80 Stationen auch im Winter), Anzahl ansteigend; im Mittel ca. 1 Station pro 1190 km².
- * Die übrigen mit ein- oder dreimaliger Ablesung pro Tag.

Auswertungen des Deutschen Wetterdienstes auf der Basis von Stationsdaten:

- * Einzelne Stationsauswertungen.
- * KOSTRA-Atlas (noch nicht ganz flächendeckend): Rasterkarten (Rastergröße 8,5 km²) mit Starkniederschlags-höhen bestimmter Dauer (zwischen 5 Min. und 72 Std.) und Häufigkeit (Wiederkehrzeiten zwischen 0,5 und 100 Jahren). Diese Karten stützen sich derzeit auf rund 200 Stationsauswertungen (davon 60 auch für den Winter), von denen die KOSTRA-Daten auch tabelliert erhältlich sind. Der DWD erstellt auch R-Faktoren auf der Basis der KOSTRA-Daten.

Radarniederschlagsmessungen:

- * Werden seit einigen Jahren kontinuierlich durchgeführt.
- * Liefern Niederschlagsdaten im 1-km-Raster in kurzen Zeitschritten.

Schneefall, Schneeschmelze:

- * Auf allen Stationen des DWD tägliche qualitative bzw. (halb-)quantitative Registrierung von Schneefall, Schneehöhe und Ausdehnung der Schneedecke.

Dieses Problem erscheint zur Zeit für den Fall der sommerlichen kurzzeitigen Starkniederschläge mit vertretbarem Aufwand im Grunde nicht befriedigend lösbar, auch nicht mit Hilfe von Interpolationsmethoden. Wie dies bei möglichen Rechtsstreitigkeiten im Zusammenhang mit Gefahrenabwehr in Zukunft gesehen werden wird, bleibt abzuwarten. Welche Verbesserungen die Radarniederschlagsmessungen, die der DWD seit einigen Jahren kontinuierlich durchführt, langfristig für Bewertung und Prognose von Starkniederschlägen bringen, wird zu prüfen sein. Diese Messungen, die mittels am Boden gewonnener Niederschlagsdaten geeicht werden, existieren bisher jedoch erst in noch zu kurzen Zeitreihen, um Aussagen zur Wiederkehrwahrscheinlichkeit machen zu können, die ohnehin sehr aufwendig wären.

Anders ist die vorhandene Datengrundlage sicher für diejenigen Starkregenereignisse zu bewerten, bei denen es sich um langanhaltende Regen (oft geringerer Intensität), um sog. Landregen handelt, die im allgemeinen eine höhere Flächenausdehnung haben und gleichmäßiger verteilt sind, so dass man eher auf benachbarte oder regionale Daten zurückgreifen kann. Dreht es sich nicht um „gerichts-feste“ Belege für Fälle der Gefahrenabwehr, sondern um Unterlagen für die Erosionsvorsorge, reichen die verfügbaren Niederschlagsdaten ohnehin überwiegend aus.

3. Relief

Neben Karten in verschiedenen kleineren Maßstäben existieren in den alten Bundesländern (überwiegend für 100 % der Landesfläche) topographische Karten mit Höhenlinien im Maßstab 1:5.000, in den neuen Bundesländern flächendeckend im Maßstab 1:10.000. Die digitalen Höhenmodelle, von denen einige

noch in Bearbeitung sind, weisen Auflösungen zwischen 50x50 m und 5x5 m auf, wobei Rastergröße und Genauigkeit nicht unbedingt gleichzusetzen sind. Wichtig für Aussagen zur Bodenerosion ist zudem die Höhengenaugkeit.

Von der Genauigkeit der Karten und der Höhenmodelle hängt es ab, ob auch diejenigen Reliefformen abgebildet werden, die im Zusammenhang mit linearer Erosion von besonderer Bedeutung sind. Dies ist für Fragen der Gefahrenabwehr von besonderem Interesse. Da kleine, aber für die Bodenerosion wichtige Formen im Modell bzw. auf der Karte oft nicht erkannt werden können, ist die Kartierung auf der Fläche nicht zu umgehen. Hanglängen lassen sich zwar aus Tiefenlinien und Rücken und weiteren topographischen Merkmalen ermitteln; ob es sich dabei aber auch um die erosionswirksame Hanglänge handelt, ist oft nur durch Kartierung auf der Fläche erkennbar.

Für Beratungszwecke (Vorsorge) erscheint es daher sinnvoll, das Relief auf der Fläche aufzunehmen; für Fälle der Gefahrenabwehr kann dies sogar unumgänglich sein. Der dafür zu leistende Kartieraufwand ist für Einzelstandorte ohnehin relativ gering.

4. Bodenart des Oberbodens

Bodenübersichtskarten (BÜK) existieren in allen Bundesländern. Ihre Maßstäbe variieren von Land zu Land: 1:100.000, 1:200.000, 1:250.000, 1:300.000, 1:400.000 oder 1:500.000. Bodenübersichtskarten liegen meist für 100 % der Landesfläche vor; dies gilt allerdings nicht überall für die BÜK 200, die vielfach erst im Aufbau begriffen ist. Zu den BÜK gehören auch die Karten der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) der neuen Bundesländer. Sie liegen gedruckt im Maßstab 1:100.000 vor, und zwar normalerweise für 100 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche vor. Teilweise sind die Inhalte der BÜK bzw. der MMK zusätzlich digital verfügbar.

Bodenkarten 1:25.000 und/oder 1:50.000 existieren in den meisten der alten Bundesländer, allerdings häufig nur für Teile der Landesfläche, was insbesondere für die Karten 1:25.000 gilt. Sie sind im Falle jüngerer Kartierungen teilweise auch digital verfügbar. Zu den Bodenkarten in diesem Maßstabbereich sind auch die Arbeitskarten 1:25.000 (Ursprungskarten) der MMK in den neuen Bundesländern, die zwar nicht veröffentlicht, aber verfügbar sind. BK 50 können, wie in Niedersachsen, von ihrem Charakter her eher BÜK sein. Je nach vorhandener bzw. verwendeter Datenbasis im einzelnen Bundesland können sie verkleinerte BK 25 sein (so z. B. in NRW) oder aber vergrößerte BÜK 200 mit dann entsprechend geringerer Informationsdichte.

Bodenkarten 1:5.000 existieren bislang in Nordrhein-Westfalen, und zwar für etwa zwei Drittel der Landesfläche. Ihre Digitalisierung hat begonnen. Die kartierten Parameter, also auch die Bodenarten wurden im Feld unter teilweiser Heranziehung der Bodenschätzung erhoben. BK 5 sind in Kürze auch in Niedersachsen (Basis: Bodenschätzung) verfügbar, ebenfalls zunächst für etwa zwei Drittel der Landesfläche. Karten in diesem oder noch größerem Maßstab werden allerdings auch im Zuge von Flurbereinigungsverfahren, also in singulären Fällen, hergestellt - teilweise auf der Basis der Bodenschätzung. Darauf beruhen dann - z. B. in Bayern - Erosionsprognosekarten im M 1:5.000.

Bei der Spezifizierung der Bodenarten (in den Legenden) besteht zwischen den BÜK und den BK ein Genauigkeitssprung. Die BK untereinander scheinen sich dagegen diesbezüglich auf den ersten Blick nicht so sehr zu unterscheiden, was auch für die Angaben zu Humus- und Steingehalten auf den BK gilt. Angaben in Bodenkarten gehen jedoch im allgemeinen auf vergleichsweise wenige Leitprofile (bzw. Dominanztypen, Flächentypen) zurück, deren Daten für die jeweilige Legendeneinheit erhoben und dort meist in Spannen angegeben werden; das bedeutet: Je kleiner der Maßstab ist, um so weniger flächenkonkret ist die Aussage in einer Karte; denn je weniger Bodeneinheiten ein Kartenwerk hat, um so mehr müssen die Angaben pauschaliert werden. Demgegenüber gibt die nordrhein-westfälische BK 5 die in den Legenden meist noch in Spannen genannten Bodenarten auf den ausge-

grenzten Flächen in den Karten jeweils konkretisiert wieder.

Was Karten unterschiedlicher Maßstäbe jedoch besonders deutlich unterscheidet, ist die Größe der jeweils ausgegrenzten Flächen gleicher Bodenverhältnisse. Und da wird der große Vorteil der BK 5 gegenüber kleinermaßstäbigen Karten, auch gegenüber der BK 25, deutlich. Deren Flächengrößen können - wie das Beispiel der nordrhein-westfälischen BK 1:5.000 zeigt - heruntergehen auf nur 1/4 ha oder auf Flächenstreifen von nur 20 m Breite. Das ist eine Aussagenschärfe, die für den Berater und Gutachter in Sachen Bodenerosion erforderlich ist. Die Herstellung der BK 5 ist daher für alle Bundesländer zu empfehlen.

Bei der Herstellung von großmaßstäbigen Karten gewinnen die Daten der Bodenschätzung eine besondere Bedeutung. Sie liegen mit ihren Originalkarten in Maßstäben von 1:500 bis 1:2000 vor. Aus ihnen haben einzelne Länder Karten mit aggregierten Daten (Maßstab 1: 5.000, 1:10.000 oder 1:25.000) hergestellt. Aus den Feldbüchern der Bodenschätzung können zudem Bodenart, Steingehalt und Gehalt an organischer Substanz des Oberbodens entnommen werden. Die Bodenschätzungsdaten haben eine hohe Erhebungsdichte; Beispiel: In Niedersachsen sind Profildaten aus 790.000 Grablochbeschrieben (mit Angaben zur Bodenart, nicht zur Korngrößenzusammensetzung) verfügbar; das bedeutet - auf die LN des Landes umgerechnet im Mittel (bei allerdings wechselnder räumlicher Dichte): 1 Profildatensatz pro ca. 3,5 ha. Die Qualität von Bodenschätzungsdaten wird allerdings häufig kritisiert und ist in solchen Fällen verbesserungsbedürftig.

Zusammengefasst zeigt Übersicht 2 die Folgerungen hinsichtlich der Daten zur Bodenart, stichpunktartig und differenzierend.

Übersicht 2: Eignung von Angaben zur Bodenart in Abhängigkeit vom Karten- bzw. Datenmaßstab
<p>Kleiner Maßstab (etwa 1:2.000.000 bis 1:200.000) für</p> <ul style="list-style-type: none"> * Erosionsschutzpolitik auf EU-, Bundes- oder Landesebene * allgemeine geographisch-bodenkundliche Informationen zu Bodenerosion
<p>Mittlerer Maßstab (etwa: 1:100.000 bis 1:50.000) für</p> <ul style="list-style-type: none"> * erosionsschutzpolitische Entscheidungen auf Landesebene * Fragen der Raumordnung und der Landesplanung
<p>Großer Maßstab (etwa 1:25.000 bis < 1:5.000) für</p> <ul style="list-style-type: none"> * konkrete Planungen (z. B.: AVP, Landschaftsplanung) * Durchführung von Programmen (z. B. Landschaftspflegeprogramme, Kulturlandschaftsprogramme) * Hintergrundinformationen bei Erosionsvorsorge und Gefahrenabwehr bei Bodenerosion
<p>Parzellenmaßstab (etwa 1:5.000 und größer) für</p> <ul style="list-style-type: none"> * konkrete Maßnahmen zur Erosionsvorsorge * teilweise auch für Erhebungen und Maßnahmen im Rahmen der Gefahrenabwehr bei Bodenerosion
<p>Einzelaufnahmen im Feld für</p> <ul style="list-style-type: none"> * konkrete Maßnahmen der Erosionsvorsorge * Erhebungen und Maßnahmen im Rahmen der Gefahrenabwehr bei Bodenerosion

Schlussfolgerungen hinsichtlich der Bodenart des Oberbodens:

- * In den deutschen Bundesländern ist die Datenbasis für die Beurteilung der Erosionsgefährdung durch Wasser im kleinen Maßstab und für überregionale Darstellungen in ausreichendem Maße vorhanden bzw. in Fertigstellung.
- * Die großmaßstäbigen Arbeitsunterlagen für Maßnahmen des Bodenschutzes auf der Feldskala jedoch fehlen in weiten Bereichen noch bzw. sind erst noch aus teilweise bereits vorhandenen Daten zu erstellen.

Es ist Aufgabe gerade auch der AG Bodenerosion der DBG, darauf zu dringen, daß verstärkt Daten im großen Maßstab (1:5.000 und größer) bereitgestellt werden, und das nicht zuletzt vor dem Hintergrund der Forderungen, die sich aus dem neuen Bodenschutzrecht ergeben.

Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenabtrag im Rahmen eines Demonstrationsvorhabens mit Maßnahmen zum Erosionsschutz in NRW

Ingo Müller¹ & Norbert Lütke Entrup²

Einleitung

Zur Förderung der Akzeptanz erosionsmindernder Maßnahmen und des Know-how-Transfers in die landwirtschaftliche Praxis wird in NRW ein Demonstrationsvorhaben durchgeführt. Hierbei werden insbesondere Mulch- und Direktsaattechniken im Hinblick auf ihre erosionsmindernde Wirkung und ihre landwirtschaftliche Praktikabilität anhand anschaulicher Praxisbeispiele dargestellt und der konventionellen Bewirtschaftung gegenüber gestellt. Der landwirtschaftliche Teil des Demonstrationsvorhabens wird von den Landwirtschaftskammern Rheinland und Westfalen-Lippe durchgeführt. Auf acht Betrieben in erosionsgefährdeten Regionen NRW's wurden Erosionsschutzmaßnahmen eingebunden, hier werden die Verfahrensabläufe, die Produktionstechnik, die Bestandesführung und der Pflanzenschutz sowie die ökonomische Machbarkeit (Vollkostenanalyse) überprüft bzw. optimiert. In einem zweiten Teil soll im Rahmen einer wissenschaftlichen Begleitung durch Messung des Bodenabtrags die Wirksamkeit der realisierten Erosionsschutzmaßnahmen überprüft werden und es sollen anschauliche, reale Daten zum Erosionsgeschehen bereitgestellt werden. Durch eine intensive Öffentlichkeitsarbeit, insbesondere durch Präsentation der Ergebnisse vor Ort für die landwirtschaftliche Praxis, soll eine möglichst zügige Einführung gängiger Erosionsschutzmaßnahmen erzielt werden. Zugleich wird dieser Prozeß durch die landwirtschaftliche Officialberatung und durch ein finanzielles Förderprogramm unterstützt.

Material und Methoden

Die Untersuchungen zum Bodenabtrag erfolgen an zwei ausgewählten Standorten in NRW (Tab. 1).

Tab. 1: Kenndaten der Meßstandorte

	Ratingen	Rheurdt
Region	Velberter Lössrücken	Schaephuysener Höhenzug
Bodenart	Ut3	Su2 (Feinstsand)
Hanglänge	70 m	400 m, 60 m gemessen
Neigung	16%	8%
Anbaufolge 2000-2002	Zuckerrüben, Winterweizen, Raps	Mais, Triticale, Mais

Beide Standorte wurden vom Geologischen Landesamt NRW als stark bis sehr stark erosionsgefährdet eingestuft (GLA, 2000) und zeigten in den vergangenen Jahren ausgeprägte Erosionserscheinungen. Ein Teil der Flächen wurde konventionell mit dem Pflug bearbeitet und nach üblicher Saatbettbereitung bestellt, auf dem anderen Teil wurde erstmals ab Herbst 1999 konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat durchgeführt. Die Messungen des Oberflächenabflusses und des Bodenabtrags erfolgen auf Parzellen unterschiedlicher Flächengröße (10 m² und 500 m²), auf den kleinen Parzellen wurde auch eine Variante mit Schwarzbrache eingerichtet. Zusammen mit den Daten zum Niederschlag wird das Abfluss- und Abtragsgeschehen ereignisbezogen in hoher Auflösung erfasst (vgl. Frick et al., 2000).

Ergebnisse

Durch das Ausbleiben erosiver Starkniederschläge am Standort Rheurdt in 2000 fehlen hier Daten zum Beleg der erosionsmindernden Wirkung der gewählten Zwischenbegrünung durch Weidelgras mit einer Schnittnutzung und der nachfolgenden Mulchsaat von Mais.

Am Standort Ratingen-Homberg wurden hingegen in 2000 sechs Erosionsereignisse registriert. Hier zeigte sich bereits im ersten Jahr ein deutlicher Unterschied im Bodenabtrag zwischen Flächen mit Zuckerrübenbestellung in Form von Mulchsaat nach Zwischenbegrünung mit Phacelia im Vergleich zur konventionellen Pflugbestellung (Abb. 1).

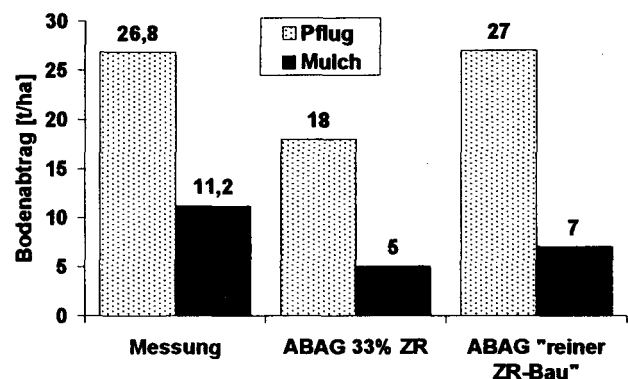


Abb. 1: Vergleich der gemessenen Bodenabträge im Jahr 2000 mit den Abträgen lt. ABAG

¹ Dr. I. Müller, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen, Wallneyer Str. 6, 45133 Essen, Mail: ingo.mueller@lua.nrw.de
² Prof. Dr. N. Lütke Entrup, Universität-GH Paderborn, Fachbereich Agrarwirtschaft, Lübecker Ring 2, 59494 Soest

Der mit 11,2 t/ha für die Mulchsaatvariante noch recht hohe Bodenabtrag begründet sich in erster Linie darin, dass das für die konservierende Bodenbearbeitung typische stabile Bodengefüge im ersten Versuchsjahr noch nicht ausgeprägt ist. Zugleich zeigt sich z.T. die Tendenz in der Praxis, die Saattbettbereitung gründlicher als erforderlich vorzunehmen und somit nur wenig Mulchmaterial als schützende Decke auf der Bodenoberfläche zu belassen.

Auswertungen der Einzelereignisse zeigen, dass auf der gepflügten Fläche bei geringen erosiven Niederschlägen nahezu das gesamte Wasser zurückgehalten wurde (Abfluß < 0,4% des Niederschlags), während auf der Mulchsaatfläche ein leichtes Abfließen (1,6-11% des Niederschlags) mit geringer Sedimentfracht beobachtet werden konnte. Auf den Kleinparzellen konnte auch bei geringen erosiven Niederschlägen unter Pflugbestellung ein Abtrag ermittelt werden (Abb. 2), auf den Großparzellen ist aufgrund der Teilung der Abflusssuspension durch das Coshocronrad ein gewisser Mindestabfluß erforderlich, um sichere Aussagen treffen zu können. Abflußereignisse von weniger als 5 m³/ha sind mit der gewählten Messtechnik nicht auszuwerten.

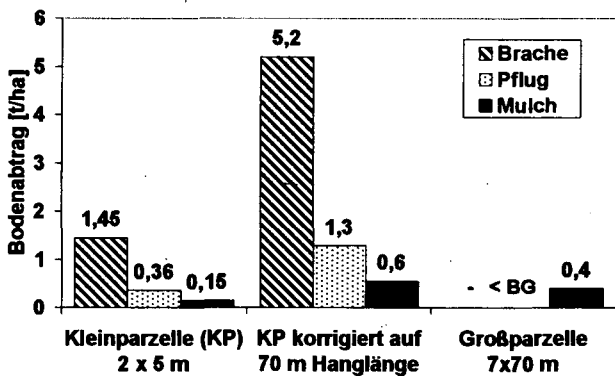


Abb. 2: Beispiel für ein schwaches Erosionsereignis am 28./29.07.2000 mit 26,6 mm NS in 2,5 h

Dieses Bild kehrt sich bei der Betrachtung starker Erosionsereignisse um: Am 02.07.2000 fielen in Ratingen zwei Niederschläge mit hohen Intensitäten in einem Abstand von etwa einer Stunde (Abb. 3).

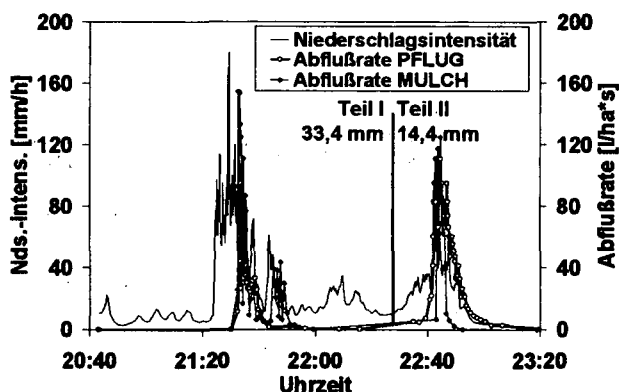


Abb. 3: Beispiel für ein starkes Erosionsereignis am 02.07.2000: Niederschlag und Abfluß

Durch den ersten Niederschlag von 33,4 mm wurde auf der Großparzelle mit Mulchsaat ein Oberflächenabfluß von 10,6 % des Niederschlags ausgelöst, unter Pflugbewirtschaftung flossen nur 5,4 % oberflächlich ab. Dadurch wurden 5,8 bzw. 3,3 t/ha Boden abgetragen (Abb. 4). Der nachfolgende Niederschlag von 14,4 mm floß auf dem bereits wassergesättigten Boden auf der Pflugvariante zu 37 % mit erheblicher Menge an Bodenmaterial (18,7 t/ha) oberflächlich ab. Auf der Fläche mit Mulchsaat hatte sich die Infiltration hingegen nur unwesentlich verschlechtert, hier flossen nur 13,4 % des zweiten Niederschlags mit 5,4 t/ha Boden oberflächlich ab.

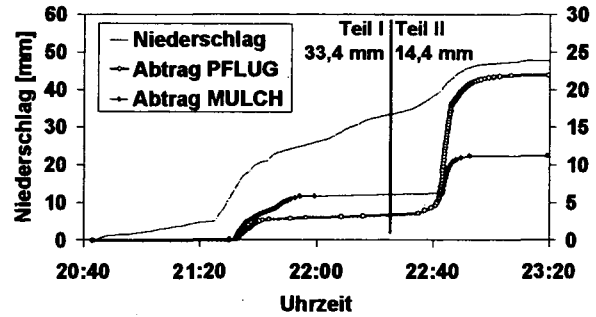


Abb. 4: Beispiel für ein starkes Erosionsereignis am 02.07.2000: Niederschlag und Bodenabtrag

Während des zweiten Niederschlags zeigte sich im Unterschied zum ersten auch ein verzögerter Abflußbeginn und ein vermindertes Nachfließen bei der Parzelle mit konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat im Vergleich zur Pflugbestellung.

Schlußfolgerungen & Ausblick

Auf allen acht Demonstrationsbetrieben liessen sich Erosionsschutzmaßnahmen installieren. Bereits im ersten Versuchsjahr könnte ein um 40-50 % verminderter Bodenabtrag durch konservierende Bodenbearbeitung und Mulchsaat festgestellt werden. Der Vorteil dieser Bewirtschaftung zeigte sich allerdings erst bei größeren Erosionsereignissen und bestätigt eine hohe und weitgehend stabile Infiltrationsrate unter Mulchsaat, gerade bei gesättigten Verhältnissen. Bei kleineren Ereignissen war z.T. unter Pflugbewirtschaftung nur ein geringer bis kein Oberflächenabfluß zu verzeichnen. Die noch zu erwartende Verbesserung des Erosionsschutzes unter konservierender Bodenbearbeitung und Mulchsaat soll durch Messungen in den kommenden Jahren belegt werden.

Literatur

Frick, H.; Haider, J.; Müller, I. (2000): Erfassung von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag und des damit verbundenen Austrags von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln im Velberter Löbbrücken; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 92, S. 112-118.
 GLA (2000): Geologisches Landesamt NRW, Erosions- und Verschlammungsgefährdung der Böden, Digitale Karte, CD-ROM, ISBN 3-86029-701-5.

Günstige Wassergehalte für die Bearbeitung von Böden

Lothar Müller ^{a)}, Uwe Schindler ^{a)}, Norman R. Fausey ^{b)}, Rattan Lal ^{c)}

Die Anpassung der Bodenbearbeitung an günstige Feuchtezustände kann einen Beitrag zum Schutz des Bodens vor nachteiligen Strukturveränderungen leisten. Das Ziel der Untersuchungen bestand in der Abschätzung des günstigen Wassergehaltes für die Bodenbearbeitung, um auf dessen Basis Auswirkungen eines veränderten bodenhydrologischen Regimes auf die Bearbeitbarkeit kalkulieren zu können.

Es wurden mehrere hypothetische "Optimale Wassergehalte für die Bodenbearbeitung" aus früheren Arbeiten abgeleitet und für Böden aus Nordostdeutschland und aus einigen nördlichen Staaten der USA beurteilt.

Geprüfte "Optimale Wassergehalte (Wopt, in g/100g) für die Bodenbearbeitung" waren:

Wopt1= 0,9 LPL (Dexter, 2000)

Wopt2= LPL - 0,15 (UPL-LPL), (Hypothese der Autoren)

Wopt3= Winfl (Dexter, 2000)

Wopt4= 0,6 Theta 5kPa (abgeleitet aus Bereichen nach Petelkau, 1984)

Wopt5= Wproct (Wagner et al., 1992).

LPL ist die Atterberg'sche Plastizitätsgrenze (Ausrollgrenze), UPL ist die Fließgrenze nach Casagrande, Winfl ist der Wassergehalt am Wendepunkt der Wasserretentionskurve, 0,6 Theta 5kPa sind 60% des Wassergehaltes bei einer Saugspannung von 5kPa= pF 1,7.

Wproct ist der Wassergehalt am Scheitelpunkt der Proctor-Verdichtungskurve.

Wopt1,2 und 5 werden an gestörten Proben nach international standardisierten Prozeduren bestimmt. Die Ermittlung von Wopt1 und 4 erfolgt an ungestörten Proben, allerdings sind die Methoden nicht vereinheitlicht. Wopt1 und 2 sind nur für bindige Böden ermittelbar.

Für 70 Oberböden wurden die Wendepunkte der gemessenen Wasserretentionsfunktionen sowie der Wassergehalt bei pF 1,7 aus den van Genuchten- Parametern ermittelt. Gemessene Plastizitätsgrenzen und Proctorkurven lagen nur für einige deutsche Böden vor, die übrigen wurden mittels validierter Pedotransfer-Funktionen geschätzt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Liste der Pedotransfer-Funktionen

	Abhängige / Unabhängige Variablen	Gültigkeitsbereiche	Regressionsgleichung	Quelle
1	UPL/ T, U, OS	Pleistozäne Böden Nordostdeutschlands, T < 33%, OS < 10%	UPL=10.5 + 0.355 T + 0.01 T*T + 0.002 U*U + 2.11 OS (n=185, B=0.72)	Berechnet aus Daten des FZB Müncheberg (Schindler et al., 1986)
2	UPL/ T, OS	Holozäne Böden Nordostdeutschlands, T > 30%, OS < 10%, A - Horizonte	UPL=20.3 + 0.6 T + 3.7 OS (n=55, B=0.74)	Müller, 1983
3	UPL / T, OS	USA – Böden unterschiedlicher Herkunft, T 1-76%, OS 0.1-10 %	UPL=11.9 + 0.92 T + 0.16 OS (n=103, B=0.66)	Berechnet nach Daten von Olson, 1975, and USDA Soil Survey (2000)
4	LPL (g/g)/U	Lößböden Nordost- und Mitteldeutschlands	LPL = (-4.366/U)+0.26	TGL 31222/09 (1980)
5	LPL (g/g)/T	Böden Nordost- und Mitteldeutschlands, T > 30%	LPL=(-8.67/ T) + 0.43	TGL 31222/09 (1980)
6	LPL/ T, U, OS	Böden Nordost- und Mitteldeutschlands, T < 33%, OS < 10%	LPL=14.73+0.008 T*T-0.261 U + 0.005 U*U + 1.93 OS	Berechnet aus Daten des FZB Müncheberg (Schindler et al., 1986)
7	PI/ UPL	Holozäne Böden Nordostdeutschlands, T > 30%, OS < 10%, A - Horizonte	PI= -10.8 + 0.7 UPL (n=55, B=0.84)	Müller, 1983
8	LPL / T, OS	USA – Böden unterschiedlicher Herkunft, T 1-76%, OS 0.1-10 %	LPL=7.15 + 0.199 T + 3.914 OS (n=103, B=0.54)	Berechnet nach Daten von Olson, 1975, and USDA Soil Survey (2000)
9	Wproct/ T, U, OS	Böden Nordost- und Mitteldeutschlands, T 5-50%, U 2-42%, OS 0.4-8.1 %	Wproct = 7.5 +0.271 T + 0.096 U + 0.749 OS (n=110, B=0.79)	Berechnet aus Daten des FZB Müncheberg (Schindler et al., 1986)
10	Wproct/ T, S, OS	USA – Böden unterschiedlicher Herkunft, T 4-50%, S 2-38%, OS 0.1-3.1 %	Wproct=21.09 - 0.289 T +0.00708 T*T - 0.00138 S*S + 0.4234 OS*OS, (n=39, B=0.86)	Wagner et al., 1994

UPL = Fließgrenze nach Casagrande, LPL = Ausrollgrenze nach Atterberg, PI= Plastizitätsindex (UPL-LPL), Wproct=Wassergehalt am Scheitelpunkt der Standardverdichtungskurve (Proctorkurve), Tongehalt (T), Schluffgehalt (U), Sandgehalt (S), Organische Substanz (OS), alles in g/100g

^{a)} Institut für Bodenlandschaftsforschung im Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

^{b)} USDA-ARS, Soil Drainage Research Unit, 590 Woody Hayes Drive, Columbus, OH 43210, USA

^{c)} Ohio State University, 2021 Coffey Road, Columbus, OH 43210, USA

Auf drei Standorten wurden Bodenwassergehalte im Feld zu unterschiedlichen Zeiten gemessen und mit Schätzungen der Bearbeitbarkeit verglichen.

Die Ergebnisse zeigen, daß die Bodenwassergehalte an den Kriterien Wopt1,2 und 5 bei den meisten Böden gut übereinstimmen.

Bei Wopt4 besteht diese Übereinstimmung im Mittel ebenfalls, wenn der Faktor von 0,6 auf 0,7 erhöht wird.

Die Bodenwassergehalte an Wopt3 liegen im Mittel deutlich höher. Nur bei einigen schwachbindigen und dichtgelagerten Böden sind sie niedriger als die übrigen Wopt-Werte.

Die Hypothese von Dexter (2000), daß der Wassergehalt am Wendepunkt der Saugspannungskurve etwa bei 0,9

LPL liegt (Wopt1=Wopt3) trifft für die Mehrzahl der untersuchten Böden nicht zu.

Feldbeobachtungen bestätigten, daß die Böden an Wopt3 zumeist zu feucht für die Bodenbearbeitung waren, während Wopt2 die beste Übereinstimmung aufwies (Abbildung 1). Der optimale Bodenwassergehalt für die Bearbeitung liegt etwa bei Wopt2 und kann aus den Atterberg'schen Konsistenzgrenzen abgeschätzt werden.

Wird dem Vorschlag von Dexter (2000) gefolgt, den optimalen Bodenwassergehalt für die Bearbeitung aus dem Wendepunkt der Saugspannungskurve mittels der van-Genuchten-Parameter abzuschätzen, sollten diese zumeist überhöhten Werte mit dem Abgleichsfaktor der Tabelle 2 multipliziert werden.

Tabelle 2: Abgleichsfaktoren

Texturklasse	Orientierungswerte des optimalen Bodenwassergehaltes für die Bearbeitung ¹⁾ (Wopt2), [g/ 100 g]	Abgleichsfaktor für Wopt3 (Winfl, Dexter, 2000)	Abgleichsfaktor für Wopt5 (Wproct, Wagner et al., 1992)	Korrigierter Wopt4, Prozent des Wassergehaltes von pF 1.7
LS	13 (3)	0,8	1,2	80
SL	15 (3)	0,9	1,0	70
SiL	19 (5)	0,8	0,9	60
L	20 (3)	1,0	1,0	70
SiC	21 (1)	0,7	0,9	50
CL	23 (8)	0,8	1,0	70
C	26 (7)	0,7	0,9	70
Gesamt		0,8	1,00	70

¹⁾ Mittelwert und Standardabweichung

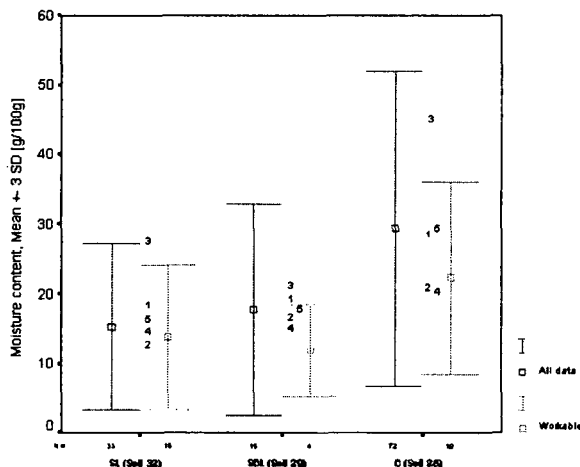


Abbildung 1: Feldtest

(Ziffern: 1= Wopt1, 2=Wopt2 5=Wopt5)

Literatur

Dexter, A., 2000. The optimum water content for tillage. Proceedings of the 15.th ISTRO Conference, Fort Worth, July 2000

Müller, L. (1983): Zur Konsistenz von Auentonböden. Arch. Acker- Pflanzenbau Bodenkd., Berlin 27, 10, 637-644

Olson, G. O., 1975. Engineering characteristics of Ohio soil series. Cooperative stude between State of Ohio,

Department of transportation and U.S. Department of transportation. 63 pp.

Petelkau, H., 1984. Auswirkungen von Schadverdichtungen auf Bodeneigenschaften und Pflanzenertrag sowie Maßnahmen zu ihrer Minderung. In: Grundlagen und Verfahren der rationellen Bodenbearbeitung und Erschließung des Unterbodens für Pflanzen. Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR, Tagungsbericht Nr. 227, S. 25-34.

Schindler, U., Müller, L. und H. Rogasik, 1986. Daten von Experimentalanlagen zur Dränung und Unterbodenbearbeitung des FZB Müncheberg, unveröffentlicht

TGL 31222/09, 1980. Physikalische Bodenanalyse, Konsistenz, Akademie der Landwirtschaftswissenschaften, September 1980

USDA Soil Survey, 2000. Soil engineering test data of soil surveys, published in the internet (<http://www.statlab.iastate.edu:80/soils/soildiv/>)

Wagner, L.E., Ambe, N.M., Barnes, P.,1992. Tillage-induced soil aggregate status as influenced by water content. Transactions of the ASAE. Mar/Apr 1992. v. 35 (2) p. 499-504.

Wagner, L.E. Ambe, N.M., Ding, D., 1994. Estimating a Proctor density curve from intrinsic soil properties. Transactions of the ASAE. July/Aug 1994. v. 37 (4) p. 1121-1125.

Bedeutung der Rasterorientierung bei der Erstellung von digitalen Geländemodellen für Bodenerosionsberechnungen mit dem European Soil Erosion Model (EUROSEM)

Alfred Peinsitt¹, Andreas Muhar¹, Barbara Magagna¹

Einleitung

In dieser Arbeit werden die Auswirkungen der Rasterorientierung von digitalen Geländemodellen (DGM) auf die Berechnungsergebnisse der mit der SPIES-Applikation (Soil Productivity Indices and their Erosion Sensitivity) [1] durchgeführten Erosionsberechnungen untersucht. In der SPIES-Applikation ist das European Soil Erosion Model (EUROSEM) [2] integriert.

Rasterorientierung

Bei der Erstellung eines DGM mit Rasterstruktur kommt es zu einer Diskretisierung der ursprünglichen Geländeoberfläche. Jeder Rastermasche (oder Rasterpunkt) im DGM wird ein Höhenwert der ursprünglichen Geländeoberfläche zugeordnet. Die Lage, wo auf der ursprünglichen Oberfläche der Höhenwert gemessen wird, hängt von der Rasterorientierung ab. Die Rasterorientierung ist somit die relative Lage des DGM-Rasters zur "realen Welt", die im allgemeinen durch die Primärdaten (Meßdaten) repräsentiert wird (siehe Abbildung 1).

Eingangsdaten und Methode

Die verwendeten Daten aus Costa Rica sowie die Bodenparameter und die SPIES-Applikation wurden im Rahmen des am Institut für Freiraumgestaltung und Landschaftspflege durchgeführten Projektes SPIES (Soil Productivity Indices and their Erosion Sensitivity) [3] erhoben bzw. entwickelt. Für die vorgestellte Arbeit wurden digitale Geländemodelle in verschiedenen Rasterorientierungen erstellt, die vom Geländemodell abgeleiteten Reliefparameter analysiert und für sechs Szenarien die Erosion modelliert.

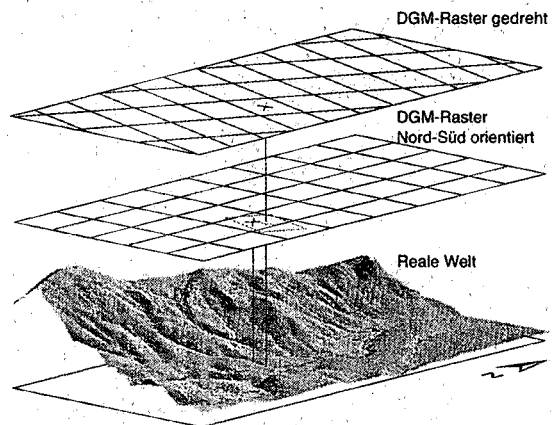


Abbildung 1: Relative Lage des DGM-Rasters zur "realen Welt"

Ergebnisse

Eine besondere Bedeutung bei den Reliefparametern kommt der Lage und Form der Abflußwege zu, da durch sie die räumliche Verteilung der Stoffflüsse im Erosionsmodell bestimmt werden (Abbildung 2 und 3). Für die digitalen Geländemodelle in den verschiedenen Rasterorientierungen entstehen ähnliche, aber nicht identische Abflußwege. So variiert die ermittelte Einzugsgebietsgröße um 10 % und die mittlere Fließlänge um 5 %. Die Fläche, in welcher Nachbarzellen an einem Hang die gleiche Fließrichtung aufweisen wie die zu berechnende Zelle (Parallelindex), schwankt in Abhängigkeit von der Rasterorientierung um 7 % der Gesamtfläche. Der Einfluß der Rasterorientierung auf die Berechnung der Neigung ist hingegen gering. Der Gebietsaustrag ist von der Rasterorientierung abhängig und liegt zwischen 0 t/ha a und 2,11 t/ha a. Die Studie zeigt, daß die Rasterorientierung des Geländemodells insofern Einfluß auf die Modellergebnisse ausübt, in dem die Abflußwege in bezug auf Lage und Form unterschiedlich modelliert werden; ein Umstand, der bislang bei ähnlichen Modellapplikationen nicht berücksichtigt wurde. Ein wichtiger Grund für die unterschiedlichen Abflußwege dürfte unter anderem in der

¹ Institut für Freiraumgestaltung und Landschaftspflege (IFL), Universität für Bodenkultur Wien
Peter Jordan Straße 82, 1190 Wien

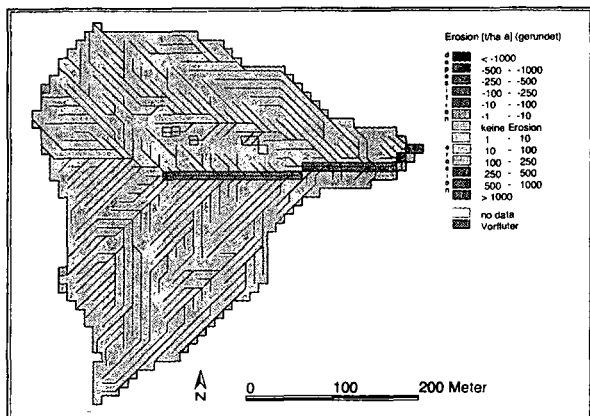


Abbildung 2: Abflußwege und Erosion/Deposition für ein Teileinzugsgebiet bei der Rasterorientierung 0°

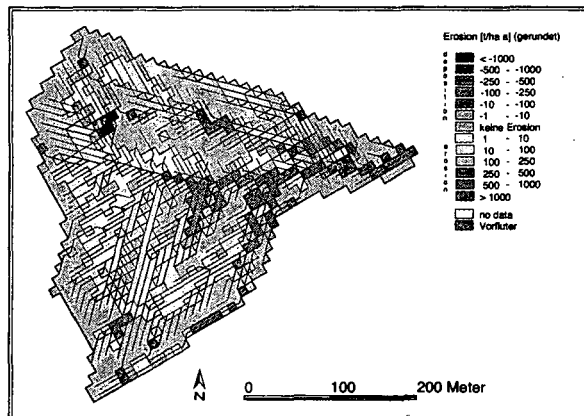


Abbildung 3: Abflußwege und Erosion/Deposition für ein Teileinzugsgebiet bei der Rasterorientierung 30°

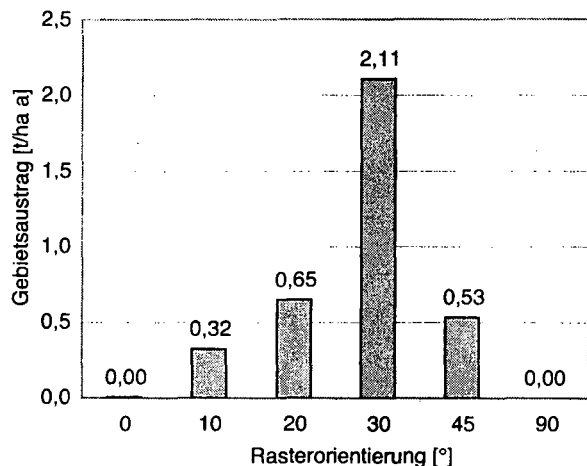


Abbildung 4: Der Gebietsaustrag in t/ha a für das Einzugsgebiet in Salitral, Costa Rica.

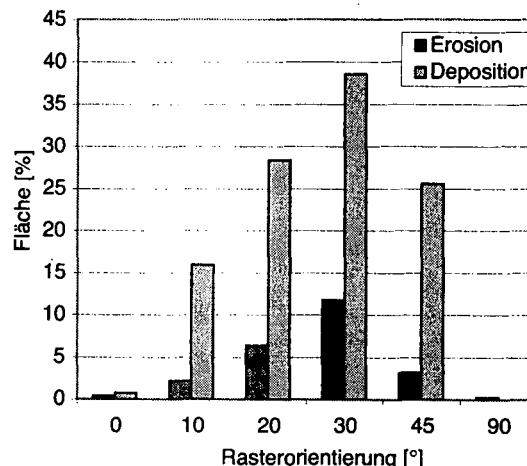


Abbildung 5: Von Erosion/Deposition betroffene Fläche für das Einzugsgebiet in Salitral, Costa Rica.

Bestimmung der Fließrichtung auf Basis der verwendeten D8-Methode [4] liegen, welche die Bildung von vielen parallel verlaufenden Fließwegen verursacht. Die Anwendung alternativer Methoden zur Berechnung der Fließrichtung könnte hier eine Klärung bringen und möglicherweise den Einfluß der Rasterorientierung gering halten.

Literaturverzeichnis

- [1] Magagna, B., Muhar, A., Hönninger, K. (1999): Raster-GIS als Plattform für die Kopplung von Bodenproduktivitäts- und Erosionsmodellen. Österreichische Zeitschrift für Vermessung und Geoinformation. Heft 99/2+3, S. 100.
- [2] Morgan, R.P.C., Quinton, J.N., Smith, R.E., Govers, G., Poesen, J.W.A., Auerswald, K., Chisci, G., Torri, D., Styczen, M.E., Folly, A.J.V. (1998):

The European soil erosion model (EUROSEM): dokumentation and user guide. Silsoe College, Cranfield University, UK.

[3] IFL-Boku (2000): SPIES (Soil Productivity Indices and their Erosion Sensitivity) Individual Partner Final Report. Institut für Freiraumgestaltung und Landschaftspflege, Universität für Bodenkultur Wien.

[4] Jenson, S.K., Domingue, J.O. (1988): Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic informationsystem analysis. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, Vol. 54, No. 11, 1593-1600.

Abschätzung der P- und N-Einträge in die Gewässer des Kantons Zürich mittels GIS

Volker Prasuhn

1. Einleitung

Stoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer haben in den letzten 10 Jahren gegenüber Einträgen aus punktuellen Quellen relativ an Bedeutung gewonnen, da im Bereich der Abwasserreinigung große Fortschritte erzielt worden sind. Eine Quantifizierung und Analyse der einzelnen Eintragspfade lässt Handlungsschwerpunkte erkennen und Gebiete für regional angepasste Maßnahmen identifizieren. Insofern liefert die Abschätzung der Stoffverluste aus diffusen Quellen wichtige Grundlagen für politische Entscheide und bei der Umsetzung von kantonalen Konzepten und Programmen zur Sicherstellung des Gewässerschutzes.

2. Gebietsbeschreibung

Der Kanton Zürich wurde in 19 hydrologische Einzugsgebiete untergliedert. Der mittlere Gebietsniederschlag liegt bei 1'213 mm (938 - 1'520 mm), die Höhenlage zwischen 350 und 1'350 m ü. M.

Tab. 1: Landnutzung

Gesamtfläche	179'290 ha
- Wald	31%
- Landwirtschaftliche Nutzfläche (LN)	44%
- Siedlungsfläche	20%
- Unproduktive Fläche	6%
Landwirtschaftliche Nutzfläche	78'370 ha
- Ackerland	51%
- Grasland	47%
- Reb- und Gartenbau	2%
Ackerland	40'099 ha
- Getreide	39%
- Mais	19%
- Hackfrüchte	9%
- Kunstwiesen	20%
- Sonstiges	12%

18% der LN sind drainiert, der mittlere Viehbesatz liegt bei 1,1 GVE/ha LN (0,7-1,7 GVE/ha LN). Die Bevölkerungsdichte beträgt 662 Einwohner pro km².

3. Methodik

Die Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich wurden mit dem Modell **MODIFFUS** (**Modell zur Abschätzung diffuser** Phosphor- und Stickstoffeinträge in die Gewässer) flächendeckend für die 19 hydrologische Einzugsgebiete abgeschätzt. Es handelt sich um einen empirisch-statistischen Modellansatz, der Emissionsabschätzungen diffuser Eintragspfade ermöglicht. MODIFFUS wurde bereits in über 40 hydrologischen Einzugsgebieten eingesetzt (u.a. Rhein, Bodensee-zuflüsse, Kanton Bern, Klettgau). Als Eingangsdaten standen digitale Daten auf Hektarrasterebene zur Verfügung (detaillierte Landnutzung, Topographie, Böden, Niederschlag, Verdunstung, etc.), die mittels GIS (ArcInfo, ArcView) aufbereitet und verschnitten wurden. Die Daten zu den punktuellen Quellen (Kläranlagen, Regenwasserentlastungen) wurden von anderen Stellen erhoben und zur Verfügung gestellt.

Die Berechnung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer erfolgte über das Tabellenkalkulationsprogramm EXCEL für jeden Rasterpunkt einzeln. Zuerst wurde für jeden Rasterpunkt der potenzielle Abfluss (Niederschlag minus nutzungsspezifische Verdunstung) ermittelt. Danach wurden die verschiedenen Wasserflüsse (Oberflächen-, Drainage- und Grundwasserabfluss) für jede Landnutzungskategorie berechnet. Die Berechnung der Stofffrachten (Erosion, Abschwemmung, Auswaschung, Deposition, etc.) erfolgte anschließend durch Multiplikation der Wasserflüsse mit den entsprechenden nutzungs- und gebietspezifischen Nährstoffkonzentrationen. Für die Nährstoffkonzentrationen wurden Gebietsmittelwerte verwendet, die aus verschiedenen Eingangsdaten (Fruchtfolgen, Hofdüngeranfall, Nährstoffgehalt der Böden, Erosions-, Abschwemmungs- und Auswaschungsgefährdung der Böden, etc.) gebietsweise abgeleitet wurden.

4. Ergebnisse

Mitte bis Ende der 90er-Jahre wurden im hydrologischen Einzugsgebiet des Kantons Zürich nach der Modellberechnung mit MODIFFUS insgesamt 210 t P Gesamt-Phosphor und 7'925 t N Gesamt-Stickstoff pro Jahr in die Gewässer eingetragen.

- ◆ 136 t P bzw. 65% stammten aus punktuellen Quellen (92 t P aus Kläranlagen, 44 t P aus Entlastungen),
- ◆ 73 t P bzw. 35% aus diffusen Quellen.
- ◆ 3'943 t N bzw. 50% stammten aus punktuellen Quellen (3'740 t N aus Kläranlagen, 202 t N aus Entlastungen),
- ◆ 3'982 t N bzw. 50% aus diffusen Quellen.

Die punktuellen Einträge sind im Kanton Zürich der dominante Eintragspfad. Dies steht im Gegensatz zu vielen anderen Gebieten, in welchen die diffusen Quellen den Haupteintrag darstellen. Ein Grund dafür ist vor allem die hohe Bevölkerungsdichte. Weiterhin sind die Daten aus Regenentlastungen als sehr unsicher anzusehen.

- ◆ 186 t P bzw. 89% waren gelöster bzw. bioverfügbarer Phosphor,
- ◆ 24 t P bzw. 11% partikulär gebundener Phosphor.
- ◆ 7'844 t N bzw. 99% waren gelöster bzw. bioverfügbarer Stickstoff,
- ◆ 81 t N bzw. 1% partikulär gebundener Stickstoff.

In den Gewässern finden eine Vielzahl von Umsetzungsprozessen statt, so dass sich dieses Verhältnis während des Transports in den Gewässern verändert und ein anderes Verhältnis an den chemischen Messstellen vorgefunden wurde.

- ◆ 26 t P bzw. 12% waren natürliche Hintergrundlast,
- ◆ 184 t P bzw. 88% anthropogen bedingt.
- ◆ 815 t N bzw. 10% waren natürliche Hintergrundlast,
- ◆ 7'110 t N bzw. 90% anthropogen bedingt.

Der Anteil an natürlicher Hintergrundlast ist vergleichbar mit anderen Gebieten ohne alpinen Anteil, z.B. dem Berner Mittelland mit 10%. Gebiete mit alpinem Einzugsgebiet weisen deutlich höhere Anteile aus natürlicher Hintergrundlast auf, z.B. das Einzugsgebiet des Bodensees mit über 50% bei P und 34% bei N.

Die wichtigsten Eintragspfade der diffusen Quellen waren beim Phosphor mit

- ◆ 15 t P bzw. 21% die Abschwemmung von Grasland,
- ◆ 12 t P bzw. 17% die sonstige Erosion,
- ◆ 10 t P bzw. 14% die Erosion von Ackerland.

Dabei gehört die sonstige Erosion vorwiegend zur natürlichen Hintergrundlast, so dass die Abschwemmung von Grasland und die Bodenerosion von Ackerland die wichtigsten anthropogen bedingten Eintragspfade sind.

Beim Stickstoff waren die wichtigsten Eintragspfade mit

- ◆ 7'188 t N bzw. 55% die Auswaschung unter Ackerland,
- ◆ 500 t N bzw. 13% die Auswaschung unter Siedlungsgrün,
- ◆ 489 t N bzw. 12% die Auswaschung unter Wald,
- ◆ 443 t N bzw. 11% die Auswaschung unter Grasland.

Die Auswaschung unter Wald kann überwiegend zur natürlichen Hintergrundlast gerechnet werden. Die dominanten anthropogen bedingten Eintragspfade sind somit die Auswaschung unter Ackerland, Siedlungsgrün und Grasland.

Die flächenspezifischen diffusen Gesamt-Phosphor-einträge schwankten von 220 bis 590 g/ha pro Jahr. Im Vergleich zu andern schweizerischen Einzugsgebieten liegen sie mit im Mittel 410 g/ha pro Jahr aufgrund des hohen Anteils an überbauter Siedlungsfläche und des geringen Graslandanteils (weniger Hofdüngeranfall, geringere Gülleabschwemmung) relativ niedrig.

Die flächenspezifischen diffusen Stickstoffeinträge lagen im Mittel bei 22 kg/ha pro Jahr, mit einer Spannweite von 16 bis 32 kg/ha pro Jahr. Die im Vergleich zu anderen schweizerischen Einzugsgebieten hohen Einträge sind auf die relativ hohen Anteile an Ackerland und Siedlungsgrün zurückzuführen.

Zwischen den 19 hydrologischen Einzugsgebieten im Kanton Zürich kam es zu deutlichen regionalen Unterschieden bezüglich dem Anteil diffuser und punktueller Quellen, der flächenspezifischen Belastungshöhen und der verschiedenen diffusen Eintragspfade. Mit den in GIS-Karten aufgearbeiteten Ergebnissen wurde eine Grundlage für regional angepasste Maßnahmenkonzepte geschaffen.

5. Literatur

Schmid, C. & V. Prasuhn (2000): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Zürich. – FAL-Schriftenreihe Nr. 35, Zürich, 114 S.

CO₂-Freisetzung in Niedermooren

M. Renger¹, K. Schwärzel¹, G. Wessolek¹,
R. Sauerbrey² und V. Siewert²

Die CO₂-Freisetzung von Niedermooren wurde mit Hilfe von Respirocondmessungen und eines Bodenwasserhaushaltsmodells mit integriertem Temperaturmodul ermittelt. Mit der Respirocondanlage wurde CO₂-Freisetzung an Stechzylinderproben unterschiedlich entwickelter Niedermoore in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Bodentemperatur bestimmt. Das Wasserhaushaltsmodell und Temperaturmodul lieferten die Wassergehalte, Wasserspannungen und Bodentemperatur als Funktion der Zeit und Tiefe. Durch Verknüpfung dieser Daten konnte die CO₂-Freisetzung in Abhängigkeit von

Grundwasserflurabstand, Witterung und Bodenentwicklung bestimmt werden.

In Abb. 1 sind die berechneten Ergebnisse zu einem Nomogramm zusammengestellt, mit dem man die Torfmineralisation, Abnahme der Torfmächtigkeit und Lebensdauer der Moore in Abhängigkeit von Grundwasserflurabstand, Bodentyp und Moormächtigkeit bestimmen kann. Man erkennt, daß durch eine Verringerung des Grundwasserflurabstandes die CO₂-Freisetzung erheblich herabgesetzt und die Lebensdauer der Moore damit verlängert werden kann.

Da bei den untersuchten Niedermoorböden die Lagerungsdichte und das C/N-Verhältnis vorlag, ist es auch möglich Aussagen über die N-Freisetzung bei Abnahme der Torfmächtigkeit zu treffen.

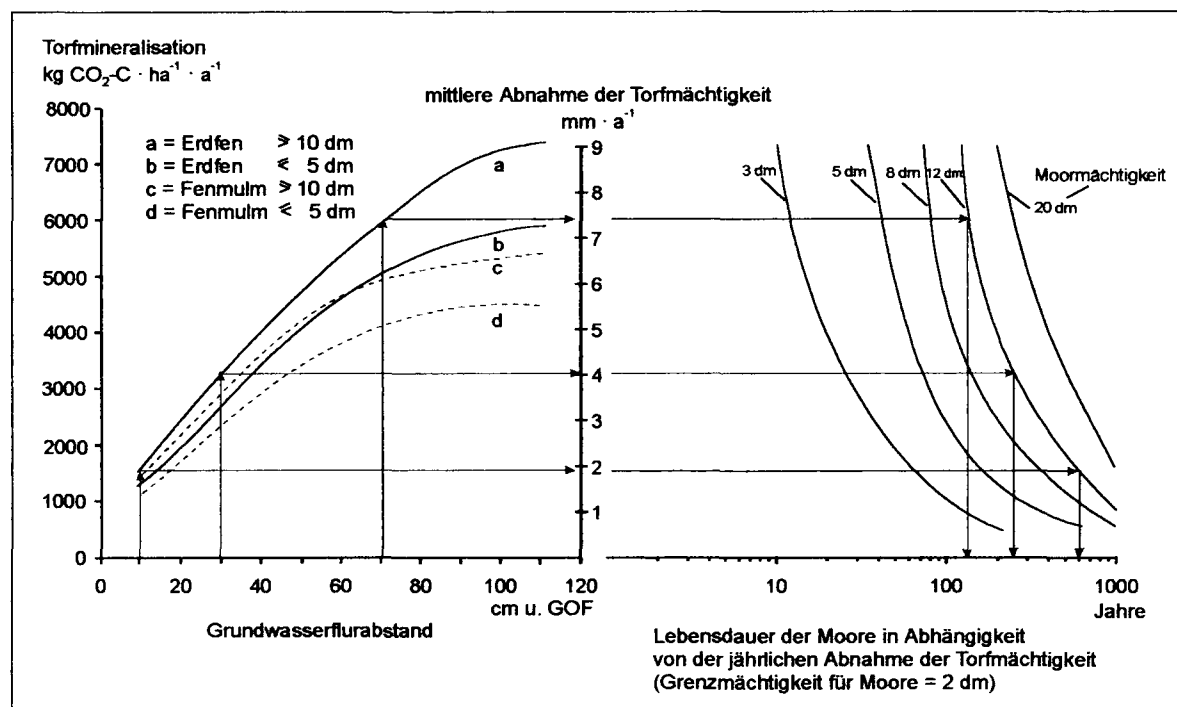


Abb. 1: Nomogramm zur Ermittlung der Torfmineralisation, Abnahme der Torfmächtigkeit und Lebensdauer der Moore in Abhängigkeit vom Grundwasserflurabstand und der Moormächtigkeit

In der Abb. 2 ist die N-Gesamtmenge in kg ha⁻¹ cm⁻¹ sowie die scheinbare und tatsächliche N-Freisetzung bei Abnahme der Torfmächtigkeit um 1 cm in Abhängigkeit der Bodenentwicklung dargestellt. Die Kurve 1 zeigt, daß die N-Gesamtmenge mit der Bodenentwicklung von 400 auf 1200 kg ha⁻¹ cm⁻¹ ansteigt. Bei einem Torfmächtigkeitsverlust vom 1 cm wird aber nur ein Teil der N-Gesamtmenge freigesetzt, wie der Vergleich der Kurven 1, 2 und 3 zeigt. Die Kurve 2 zeigt die „scheinbare“ N-Freisetzung unter Berücksichtigung

der Zunahme der Lagerungsdichte, aber unter Vernachlässigung der Verengung des C/N-Verhältnisses. Die tatsächliche N-Freisetzung spiegelt die Kurve 3 wider. Sie berücksichtigt sowohl die Zunahme der Lagerungsdichte als auch die Verengung des C/N-Verhältnisses in Abhängigkeit von der Bodenentwicklung und zeigt, daß nur zwischen 20-33 % der N-Gesamtmenge wirklich freigesetzt werden.

Verknüpft man die Kurve 3 der Abb. 2 mit den linken Teil der Abb. 1 sind auch Aussagen über die

1. TU Berlin, Inst. für Ökologie

2. HU Berlin, Inst. für Pflanzenbauwissenschaften

Beziehung zwischen Grundwasserflurabstand und

der jährlichen N-Freisetzung möglich (s. Abb. 3)

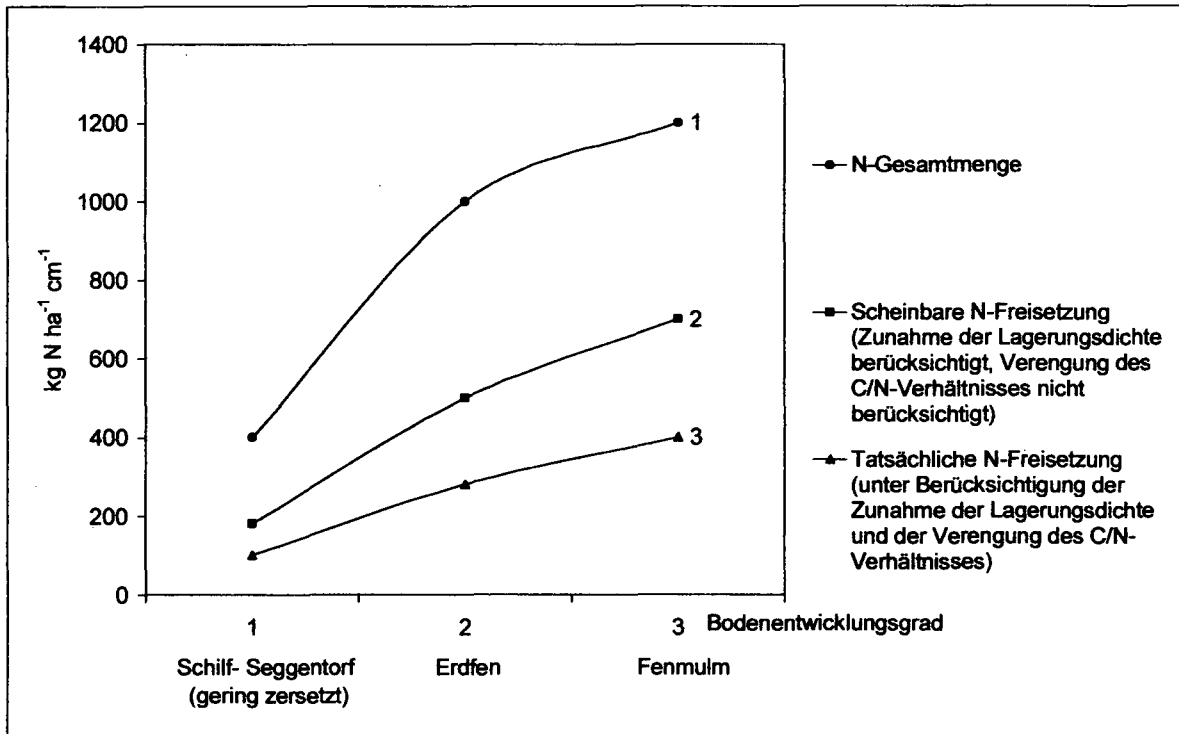


Abb. 2: N-Gesamtmenge und N-Freisetzung in Abhängigkeit von der Bodenentwicklung (Niedermoorstandorte Rhinluch)

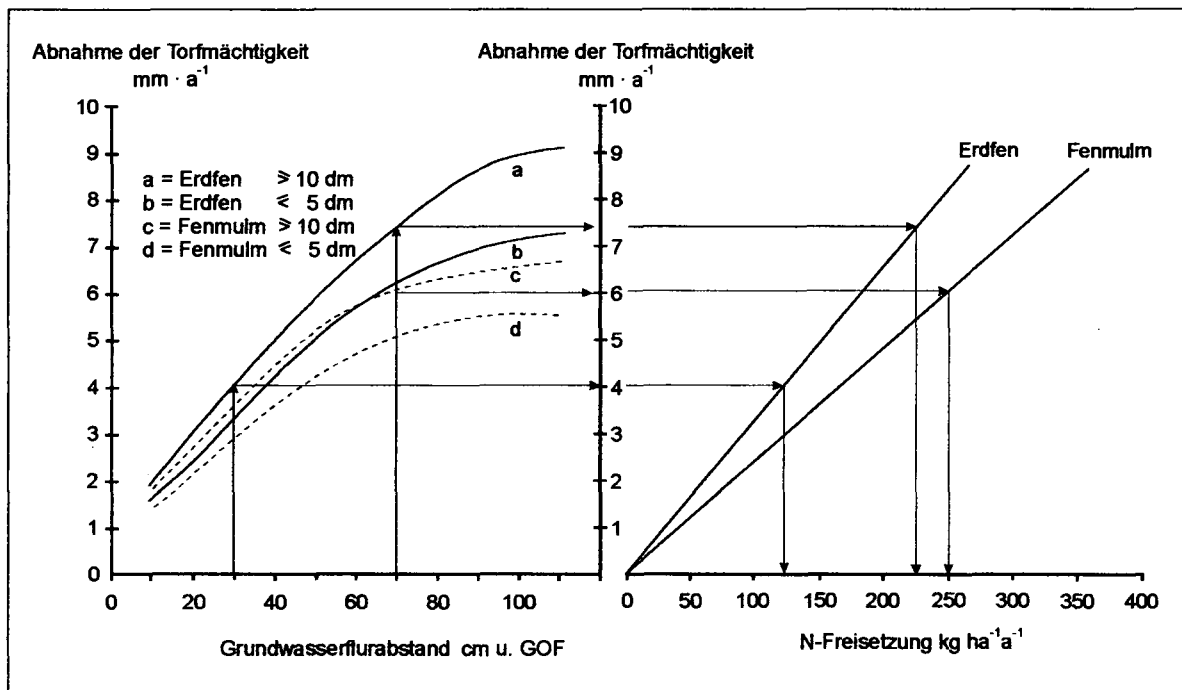


Abb. 3: Nomogramm zur Ermittlung der Abnahme der Torfmächtigkeit und der N-Freisetzung in Abhängigkeit von dem Grundwasserflurabstand, der Moormächtigkeit und der Bodenentwicklung

Literatur

Wessolek, G., D. Eschner, M. Facklam, M. Renger, R. Sauerbrey, K. Schwärzel u. V. Siewert (1999): Kennzeichnung der Bodenentwicklungsprozesse

von Niedermooren in Grundlagen umweltschonender Bodennutzungsstrategien in Norddeutschen Tiefland. Ökologische Hefte der HU Berlin, Heft 11, S. 96-125

Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag in einen Kiefernreinbestand und einen Kiefern/Buchenmischbestand als Funktion der Bestandesstruktur

Horst Ringe*, Wilhelmus H. M. Duijnsveld** & Jürgen Böttcher*

1 Einleitung

Im Wassergewinnungsgebiet Fuhrberger Feld, ca. 30 km nordöstlich von Hannover, wurden in den Jahren 1998 - 2000 in einem vom Land Niedersachsen geförderten Pilotprojekt Untersuchungen durchgeführt mit dem Ziel, eine Prognose über Qualität und Quantität der Grundwasserneubildung nach dem Umbau von Kiefernreinbeständen in Kiefern/Buchenmischbestände zu erstellen. Wichtige Eingangsgrößen sind die Höhe der Bestandesniederschläge und die Mengen, der mit den Niederschlägen eingetragenen Stoffe. Diese wurden in einem Kiefernreinbestand und einem Kiefern/Buchenmischbestand gemessen.

2 Waldbestände

Der Kiefern/Buchenmischbestand wurde vor ca. 70 Jahren durch Aussaat von Buchen in einem damals ca. 70jährigen aufgelichteten Kiefernbestand begründet. Er ist heute durch zwei Stockwerke gekennzeichnet. Das Untere bilden Buchen, das Obere die Kronen der recht mächtigen Kiefern (Brusthöhdurchmesser im Mittel ca. 50 cm). Diese sind in unregelmäßigen Abständen von 5 - 20 m im gesamten Bestand verteilt, so dass ihre Kronen als einzelne Überständer über das untere Stockwerk der Buchen hinausragen.

Der Kiefernbestand liegt etwa 750 m östlich des Buchen/Kiefernbestandes. Die Kiefern sind jünger (ca. 80 Jahre) und kleiner (Brusthöhdurchmesser im Mittel ca. 30 cm) als die Kiefern des Mischbestandes. Sie bilden einen äußerst lichten, inhomogenen Kronenraum aus, der genug Licht für eine relativ dichte Strauch-, Kraut- und Moosschicht hindurchläßt.

3 Depositionsmessung

In jedem Bestand waren 15 Sammler (1L-Polyethylenflaschen mit Trichter und Sieb) in 3 Reihen zu je 5 Sammlern aufgestellt, wobei der Abstand zwischen den Sammlern in einer Reihe und auch der Abstand zwischen den Reihen 10 m betrug.

Von jedem einzelnen Sammler wurde wöchentlich

die Niederschlagsmenge und die Konzentration wichtiger Inhaltsstoffe bestimmt.

In dem Kiefernreinbestand waren alle 15 Sammler unter Kiefern, in dem Kiefern/Buchenmischbestand 11 Sammler unter Buchen und 4 unter Kiefern.

4 Ergebnisse

Die Stoffeinträge mit den Bestandesniederschlägen lagen in jedem der drei Jahre in den Kiefern/Buchenmischbestand über denen des Kiefernbestandes (Abb. 1). Messungen in einem etwa 10 km entfernten Kiefernbestand (Standort Meißendorf; Mohr 2001) bestätigen die für den Kiefernreinbestand gemessenen Depositionsmengen (Tab. 1).

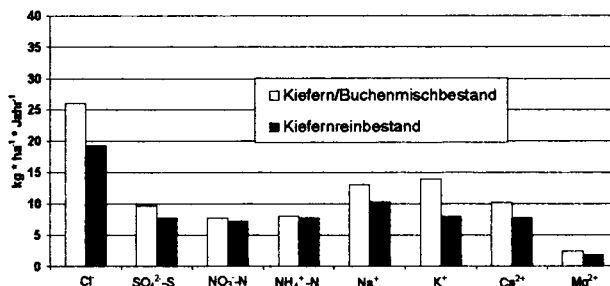


Abb. 1: Mittlere jährliche Stoffeinträge mit dem Bestandesniederschlag (Zeitraum 1998 - 2000)

Tab. 1: Stoffeinträge mit den Bestandesniederschlägen (Angaben kg * ha⁻¹ * Jahr⁻¹)

Standort	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻ -S	NO ₃ ⁻ -N	NH ₄ ⁺ -N
Fuhrberg * (1998-2000)	19,0	8,7	5,8	7,8
Meißendorf ** (1996-1999)	19,3	7,7	7,2	7,7

* eigene Messungen **nach Mohr (2001)

Was ist die Ursache der erhöhten Depositionsmengen des Mischbestandes?

Bei dem Kiefern/Buchenmischbestand wurde getrennt für die Sammler unter den Buchen und für die Sammler unter den Kiefern der mittlere Bestandesniederschlag und die mittlere Deposition auf die Fläche eines Hektars hochgerechnet.

* Institut für Bodenkunde, Universität Hannover

** Bundesanstalt f. Geowissenschaften u. Rohstoffe, Hannover

boettcher@ifbk.uni-hannover.de

Bestandesniederschlagsmengen:

Ein Teil der erhöhten Depositionsmenge ist auf die höheren Bestandesniederschläge unter den Kiefern des Mischbestandes zurückzuführen (Abb. 2). Der jährliche Unterschied beträgt im Mittel der Untersuchungsjahre ca. 6 %.

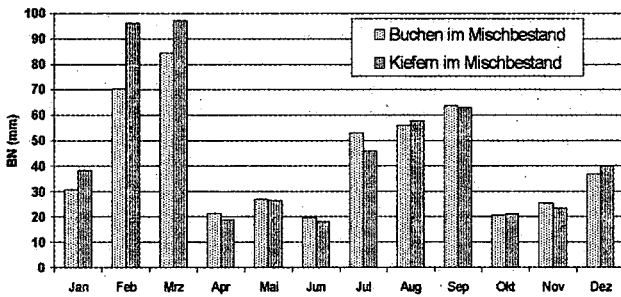


Abb. 2: Monatliche Bestandesniederschlagsmengen (BN) im Kiefern/Buchenmischbestand in Abhängigkeit von der Baumart (Jahr 2000)

Ein Vergleich zwischen den Kiefern des Rein- und des Kiefern/Buchenmischbestandes zeigt, dass bei den Kiefern des Mischbestandes insbesondere in den Wintermonaten die Bestandesniederschlagsmenge höher war als bei den Kiefern des Reinbestandes (Abb. 3). Im Jahresmittel betrug die Differenz ca. 12 %.

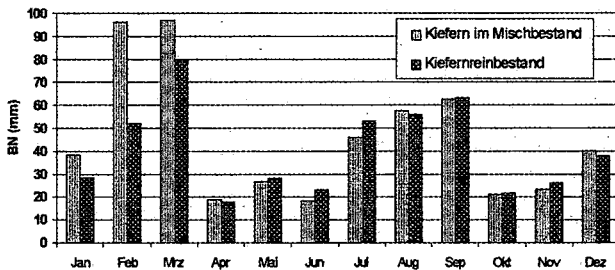


Abb. 3: Monatliche Bestandesniederschlagsmengen (BN) der Kiefern des Rein- und des Kiefern/Buchenmischbestandes (Jahr 2000)

Stoffeinträge:

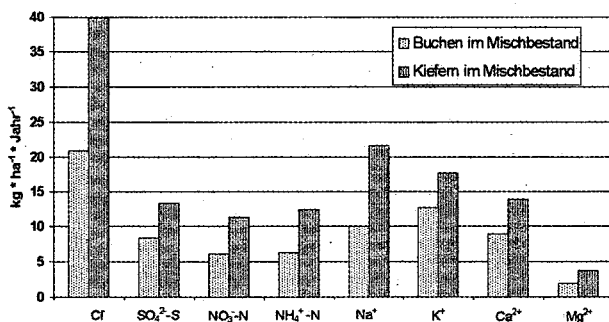


Abb. 4: Mittlere jährliche Stoffeinträge in den Mischbestand in Abhängigkeit von der Baumart (Zeitraum 1998 - 2000)

Deutlich erkennbar ist der Einfluss der Baumart auf die Höhe der Deposition. Unter Buchen sind die berechneten Mengen in jedem der Untersuchungsjahre deutlich geringer als unter Kiefern (Abb. 4).

Ebenso werden unter den Kiefern des Mischbestandes höhere Mengen deponiert als unter den Kiefern des Reinbestandes (Abb. 5).

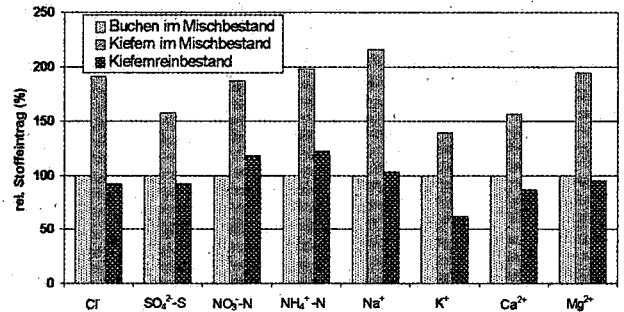


Abb. 5: Stoffeinträge in den Misch- und in den Kiefernreinbestand in Abhängigkeit von der Baumart relativ zu den Buchen (Zeitraum 1998 - 2000)

5 Schlussfolgerungen

- Stoffeinträge unter Kiefern eines Kiefern/Buchenmischbestandes waren deutlich höher als unter Kiefern eines Reinbestandes
- Bestandesniederschlagsmengen unter den Kiefern des Mischbestandes waren insbesondere im Winter höher als unter den Kiefern des Reinbestandes
- der erhöhte Stoffeintrag ist nur zu einem geringen Teil auf einen höheren Bestandesniederschlag zurückzuführen
- Kiefern des Mischbestandes sind besonders effizient im Ausfiltern von Stoffen und Feuchtigkeit
- Ursache könnte der stockwerkartige Aufbau des Mischbestandes sein, die Kiefern ragen deutlich über das Kronendach der Buchen hinaus, was zu einer besonders rauhen Oberfläche des Mischbestandes führt
- beim Umbau von Reinbeständen sollte darauf geachtet werden, dass keine ausgeprägte Stockwerkbildung erfolgt.

6 Literatur

Mohr, K. (2001): *Stickstoffimmissionen in Nordwestdeutschland: Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen auf Kiefernforsten und Möglichkeiten der Bioindikation.* Universität Oldenburg, Fachbereich 7, (elektronische) Dissertation.

Gewässerbelastung mit Pflanzenschutzmitteln in Deutschland: Schätzung der Einträge der gewässerrelevanten Wirkstoffe in den Flussgebieten

Björn Röpke¹, Martin Bach¹, Hans-Georg Frede¹

Einleitung

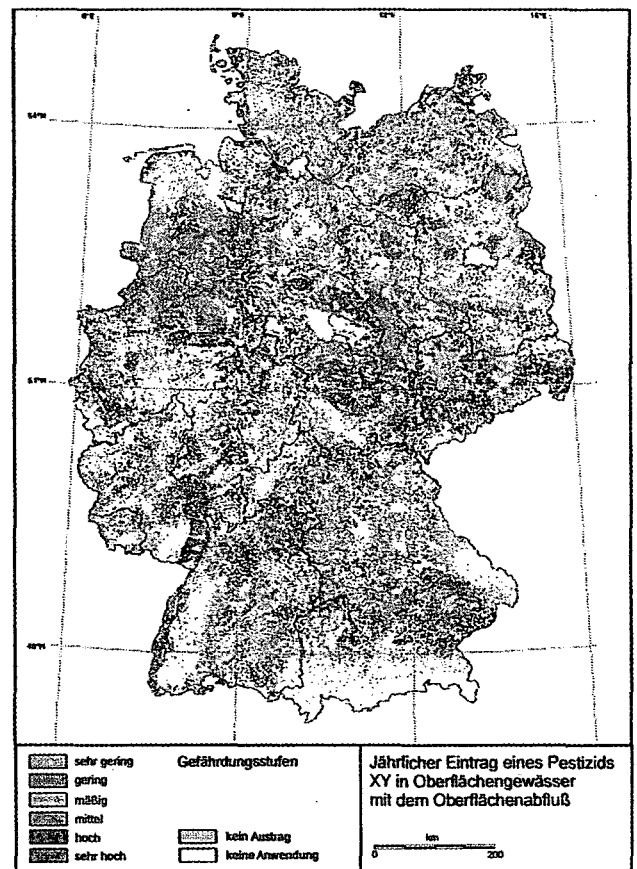
Der Eintrag von agrarisch eingesetzten Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Oberflächengewässer ist neben den chemischen Wirkeigenschaften weitestgehend vom Boden beeinflusst. Für die Versickerung und den Transport durch Interflow spielt vor allem der organische Kohlenstoffgehalt des Oberbodens eine entscheidende Rolle. Die vielfältigen naturräumlichen Eigenschaften Deutschlands - insbesondere die Heterogenität der Böden - verlangen eine räumlich differenzierte Risikoabschätzung der potentiellen Pflanzenschutzmittelkontamination der Gewässer.

Methoden

Um die regionale Variabilität der Gefährdung von Oberflächengewässern durch Pflanzenschutzmittel angemessen beurteilen zu können, erfolgte die Entwicklung eines Modells, mit dessen Hilfe die diffusen Einträge von Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffen via Runoff, Drainagen und Spraydrift in verschiedene Oberflächengewässertypen in Deutschland mit hoher zeitlicher und räumlicher Auflösung geschätzt werden können. Für bekannten Abflussmengen kann aus den zu erwartenden Eintragungsmengen die Anfangs-Konzentration im Gewässer $PEC_{(surface\ water)}$ abgeleitet werden.

Die Modellergebnisse prognostizieren, flächen- deckend für das Bundesgebiet, nach Landschaftsräumen und Gewässertypen differenziert, mit welcher Wahrscheinlichkeit ausgewählte Eintragungsmengen bzw. Konzentrationswerte eines Wirkstoffs in einzelnen Monaten erreicht bzw. überschritten werden. Zur Berechnung werden die geschätzten Wirkeinträge über die genannten Pfade mit raumbezogenen

Fig. 1. Ergebniskarte



¹ Justus-Liebig Universität Giessen, Institut für Landeskultur, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen, Germany
Email: Bjoern.Roepke@agrar.uni-giessen.de,
Phone: +49-641-99 37377, Fax: +49-641-9919813

Informationen zur Gewässermorphologie und der Abflussführung verknüpft. Die Modellergebnisse ermöglichen wahrscheinkeitsbasierte regionalisierte Risikoabschätzungen zur Gefährdung von Schutzgütern durch PSM-Einträge in Oberflächengewässer. Die Ausgabe der Ergebnisse erfolgt in der Regel auf thematischen Karten, die der Karte „Verwaltungsgrenzen Deutschland 1:1 Mio“ (nach IfAG/BKG, 1996) entsprechen.

Expertensystem

Um diffuse PSM-Einträge in Oberflächengewässer und die daraus resultierenden PEC mit geringem Zeitaufwand für verschiedene Szenarien mit variierenden Eingabeparametern berechnen zu können, wurde das GIS-basierte Expertensystem DRIPS (Drainage- and Runoff-Input of Pesticides in Surface Waters from Agriculture) entwickelt. DRIPS ist zunächst ein menügeführtes Interface zur Ausführung von Modellläufen auf der Basis der von Bach et al. (2000) bzw. Huber (1998) entwickelten Modellalgorithmen zur Schätzung der Eintragsmengen von PSM durch Runoff, Spraydrift und Drainage bzw. der resultierenden ($PEC_{\text{surface water}}$). Die Modellvariablen können somit interaktiv in den entsprechenden Menüs der Programmoberfläche modifiziert werden, wodurch Modellläufe mit nutzerspezifischen Ausgangsszenarien möglich sind. Das Expertensystem soll es dem Nutzer ermöglichen, durch die Eingabe der für die Verlagerung von Pestiziden relevanten Einflussgrößen (DT50, Koc, Aufwandmenge, Kultur, Ausbringungstermin) und deren Verschneidung mit naturräumlichen Basisinformationen (Boden, Niederschlag und Landnutzung), Konzentrationswerte für einzelne Monate mit einer räumlichen Auflösung von 1 km^2 zu ermitteln. Neben der Visualisierung der Ergebnisse werden im GIS

sämtliche Eingangsdaten verwaltet, weiterhin erfolgt im GIS Interaktion zwischen Model und Nutzer in Form von Dialogen.

Fazit

Das Expertensystem DRIPS ist ein ‚Risk-Assessment-Tool‘ für eine zeitlich und räumlich hoch aufgelöste Berechnung der $PEC_{\text{surface water}}$ von Wirkstoffen in Oberflächengewässern. DRIPS kann eingesetzt werden, um das regionale Gefährdungspotential einzelner PSM in den verschiedensten Naturräumen Deutschlands zu simulieren. Für einzelne Wirkstoffe könnten somit regional differenzierte Anwendungsaufgaben oder Zulassungsbeschränkungen erlassen werden. Vor allem für Zulassung von neu entwickelten Pflanzenschutzmitteln bietet DRIPS die Möglichkeit zum ersten Screening der zu erwartenden diffusen Einträge. Die Ergebniskarten könnten somit auch zum gezielten Ausweisen von Monitoringgebiete zu Kontrollzwecken nach erfolgter Zulassung verwendet werden.

Literatur

- BACH, M., A. HUBER, H.-G. FREDE, V., MOHAUPT AND N. ZULLEI-SEIBERT (2000): Schätzung der Einträge von Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft in die Oberflächengewässer Deutschlands. Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA-Berichte 3/00, E.Schmidt-Verlag, Berlin, 274 S.
- HUBER, A., BACH, M. und FREDE, H.G. (1998): Regional und zeitlich differenzierte Schätzung der Wirkstoff-Aufwandmengen in Feldkulturen in der Bundesrepublik Deutschland. Gesunde Pflanzen 50.: 36-44
- IfAG/BKG (1996): Digitale Gemeindegrenzenkarte der Bundesrepublik Deutschland (Stand 1.1.1996). Institut für angewandte Geodäsie (heute: Bundesamt für Kartographie). Frankfurt a. M., Leipzig

Untersuchungen zur Hochwasserentstehung im Labor und Gelände auf unterschiedlichen Skalenniveaus

Schneider, R., Schobel, S., Niebes, D. u. Schröder, D.*

Einleitung

Als Folge der verheerenden Hochwässer der Jahre 1993 und 1995 an Mosel, Rhein etc. rückte auch der Boden als potenzieller Mitverursacher in den Mittelpunkt des Interesses. In diesem Zusammenhang wurden unter anderem rasch unsachgemäße, belastende Bodenbearbeitung und anthropogene, pedogene und geogene Verdichtungen als Auslöser diskutiert. In einem ersten Schritt bot es sich daher an, vorhandene bodenphysikalische Daten hinsichtlich dieser Problematik neu auszuwerten und zu interpretieren.

Es zeigte sich aber bald, dass sich das Wasser, wenn es zum Hochwasser-Ereignis kommt, auf größeren Flächen anders verhält, als es allein aus den Stechzylinderdaten ableitbar ist. Folglich galt es die Untersuchungen zur Bedeutung des Bodens für das Hochwassergeschehen auf größere Flächeneinheiten besonders im sehr heterogenen Mittelgebirgsraum auszudehnen. Dabei sollte auch das Verhältnis von Aufwand zu Informationsgewinn berücksichtigt werden, um spätere Prognosen mit einem vertretbaren Aufwand erstellen zu können.

Material und Methoden

Umfangreiche Labor- und Felduntersuchungen wurden im stark reliefierten, triernahen Moselraum auf verschiedenen repräsentativen Ausgangssubstraten in hängiger Position bei unterschiedlicher Nutzung (Acker, Grünland/Weide, Wald) durchgeführt. Bei den Standorten handelte es sich unter anderem um löblehmhaltige Fließebden auf lehmig-tonigem Verwitterungsmaterial des mittleren Muschelkalks und auf sandig-lehmigem und tonig-lehmigem Substrat aus devonischem Tonschiefer und Quarzit. Es wurden kleinkalige (Stechzylinderuntersuchungen), mesoskalige (Doppelring-Infiltrometrie, Wurm- und Wurzelröhrenzählungen) und großskalige (Beregnungsversuche bei Feldkapazität mit 4 x 10 mm / 15 min in stündlichem Abstand auf 50 m² Fläche, Kartierung) Untersuchungen durchgeführt.

Ergebnisse und Diskussion

Allein aus Stechzylinderdaten lassen sich aufgrund des kleinen untersuchten Bodenausschnitts (**cm²-Bereich**) kaum/keine Rückschlüsse auf das flächenhafte Verhalten des Niederschlagswassers

auf dem und im Boden im stark reliefierten Mittelgebirgsraum ziehen (Fig. 1c, 2c).

Die Infiltrationsmessungen (**dm²-Bereich**) an der Bodenoberfläche korrelieren oft nicht oder nur wenig mit den im Stechzylinder gemessenen gesättigten Wasserleitfähigkeiten der Oberböden (Fig. 1b, 2b). Die Wasserinfiltration behindernde Effekte an der Bodenoberfläche werden mit den Stechzylinderproben nicht erfasst, was häufig zu einer Überschätzung der realen Infiltrationsleistung führt.

Es besteht jedoch oft ein enger Zusammenhang zwischen den Ergebnissen der Infiltrationsmessungen und dem gemessenen Anteil des Oberflächenabflusses aus den Beregnungsversuchen (Fig. 1a, 2a).

Die Beregnungsversuche (**m²-Bereich**) lassen deutliche Unterschiede des flächenhaften Abflussverhaltens des Niederschlagswassers in Abhängigkeit von Substrat und Nutzungsart erkennen. Die Wasserhaushalts-Charakteristik von Teileinzugsgebieten bzw. kleinen Einzugsgebieten ist erkennbar, damit aber allein nicht zu interpretieren.

Die **Kombination verschiedenskaliger Messdaten** macht die Flächenbefunde auch erklärbar.

So resultieren z.B. die hohen Oberflächenabflüsse der Grünlandflächen, trotz hoher Werte der Wasserleitfähigkeiten der Oberböden, aus der verringerten Infiltrationsleistung an der Bodenoberfläche infolge Viehtritt, Moosbewuchs und Schwammefekt des Wurzelfilzes (anthropogene und natürliche Ursachen). Der unter Acker und Wald vermehrt auftretende tiefere Zwischenabfluss bei natürlichen und künstlichen Niederschlagsereignissen ist hingegen vorwiegend mit präferenziellem Wasserfluss in Röhren von Würmern und/bzw. abgestorbenen Wurzeln erklärbar.

Fazit

Zur Charakterisierung des Wasserhaushalts von Teileinzugsgebieten oder kleinen Einzugsgebieten bei langandauernden Niederschlagsereignissen, wie sie z.B. 1993 und 1995 zu verheerenden Hochwässern geführt haben, reichen klein- und mesoskalige Messungen im Labor und Gelände nicht aus. Großflächige Beregnungsversuche lassen das Fließverhalten des Wassers im hängigen Gelände erkennen und die Kombination der verschiedenen Befunde macht die Erscheinungen auch erklärbar.

Danksagung

Die Untersuchungen im devonischen Schiefergebirge wurden mit Mitteln der Deutschen Forschungsgemeinschaft im Rahmen des SFB 522 „Umwelt und Region“ im Projekt B5 gefördert.

*Universität Trier, Bodenkunde, 54286 Trier

Muschelkalk - Tonmergel

Devon - Tonschiefer

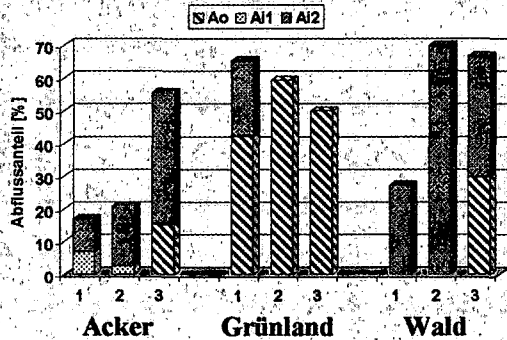


Fig. 1a: Abflussanteile am Beregnungsniederschlag
Ao: Oberflächenabfluss,
Ai1: Abfluss an Übergrenze A-Hor.
Ai2: Abfluss am Übergang von der Haupt- zur Basislage

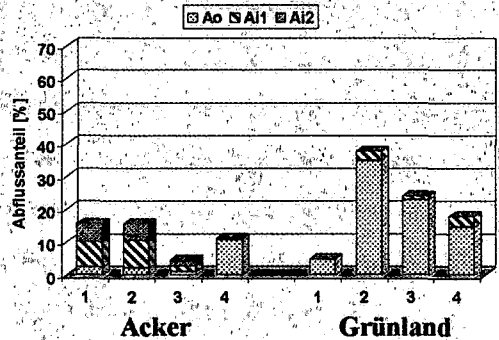


Fig. 1b: Abflussanteile am Beregnungsniederschlag
Ao: Oberflächenabfluss,
Ai1: Abfluss an Übergrenze A-Hor.
Ai2: Abfluss am Übergang von der Haupt- zur Basislage

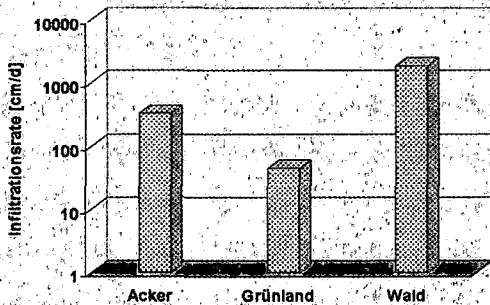


Fig. 2a: Infiltrationsraten an der Bodenoberfläche bei unterschiedlicher Nutzung (n=3)

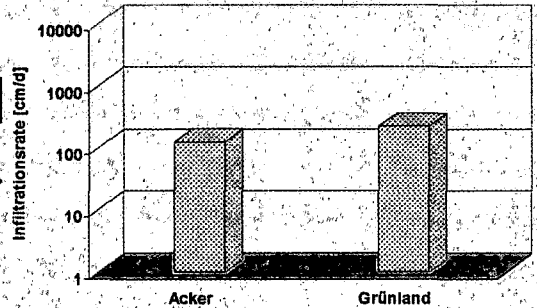


Fig. 2b: Infiltrationsraten an der Bodenoberfläche bei unterschiedlicher Nutzung (n=2)

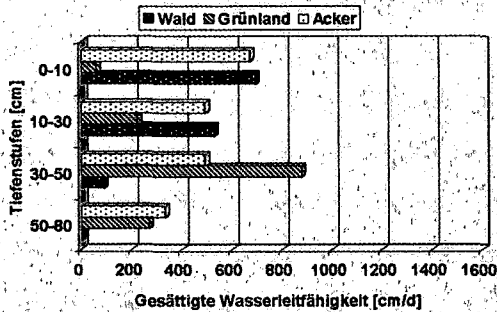


Fig. 3a: Gesättigte Wasserleitfähigkeit bei unterschiedlicher Nutzung (n=3)

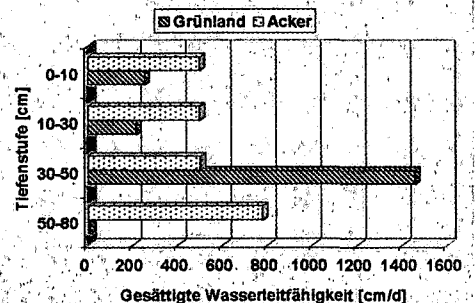
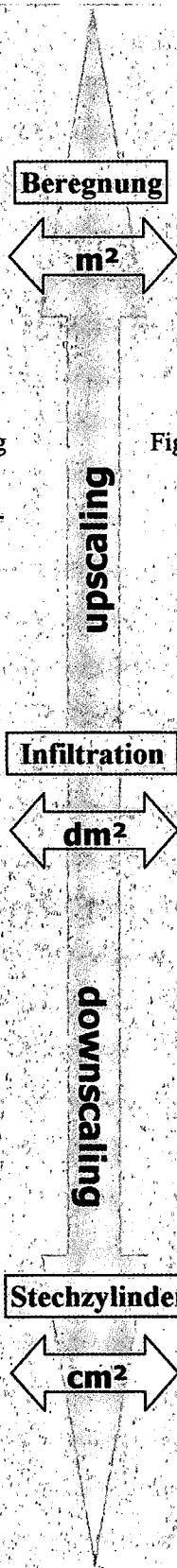


Fig. 3b: Gesättigte Wasserleitfähigkeit bei unterschiedlicher Nutzung (n=2)



Wie genau kann die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und damit der kapillare Wasseraufstieg in Niedermooren geschätzt werden?

Kai Schwärzel & Gerd Wessolek¹

1 Einleitung

Die Kenntnis des Wasserverbrauchs und -bedarfs in Abhängigkeit vom Grundwasserstand ist notwendig für ein erfolgreiches Wassermanagement in den Feuchtgebieten. Die Messung dieser Größen stellt hohe Anforderungen an die Messtechnik (Schwärzel, 2000). Häufig werden Modelle genutzt, um den Wasserhaushalt solcher Standorte zu simulieren. Für den Einsatz der Modelle sind Informationen zur Witterung, zur Vegetation und zu den Bodeneigenschaften erforderlich. Insbesondere bei der Verwendung von physikalisch begründeten Modellen stellen die Wasserretention und die ungesättigte Wasserleitfähigkeit wichtige Eingangsparameter dar. Während in den letzten Jahrzehnten eine Vielzahl von Ergebnissen zur Wasserretention veröffentlicht wurden, herrscht ein echter Mangel an verlässlichen Daten zur ungesättigten Wasserleitfähigkeit. Im folgenden soll gezeigt werden, inwieweit die ungesättigte Wasserleitfähigkeit aus einfach zu bestimmenden Parametern geschätzt werden kann.

2 Methoden

Die Proben stammen von unterschiedlichen Standorten im Rhinluch. Diese Standorte wurden seit Jahrzehnten landwirtschaftlich genutzt. Der Oberboden ist meist vererdet oder vermulmt. Im Unterboden dominieren Schilf-Seggen-Torfe. An Stechzylinderproben wurden Glühverlust, Lagerungs- und Partikeldichte, Wasserretention (WRK) und Wasserleitfähigkeit (k_u) ermittelt.

3 Ergebnisse

Unsere Vorgehensweise bei der Schätzung der ungesättigten Wasserleitfähigkeit war folgende:

- 1 Kalibrierung des Ansatzes
 - a. Regressionsrechnungen zur Vorhersage eines K - Ψ -Wertepaares aus dem Glühverlust
 - b. Vorhersage des K -Verlaufs aus gemessener WRK und geschätztem K -Wert nach Mualem und van Genuchten
- 2 Validierung des Ansatzes an unabhängigem Datensatz
 - a. Schätzung eines K - Ψ -Wertepaares mit Hilfe der gefundenen Beziehung
 - b. Vorhersage des K -Verlaufs aus gemessener WRK und

- geschätztem K -Wert nach Mualem und van Genuchten
- c. Simulation des kapillaren Aufstieges mit gemessenen und geschätzten K -Werten
- d. Vergleich der berechneten Aufstiegsweite mit denen der Kartieranleitung

Zwischen einzelnen K - Ψ -Wertepaaren der jeweiligen Torfklasse treten enge Beziehungen zum Glühverlust auf, wie Abbildung 1 für die von uns untersuchten Schilf-Seggen-Torfe zeigt. Mit ansteigendem Aschegehalt nimmt bei den dargestellten Beispielen die hydraulische Leitfähigkeit bei 100 hPa zu. Der in Abbildung 1 dargestellte Zusammenhang gestattet für Schilf-Seggen-Torfe die Ableitung des K_u -Wertes bei einer Wasserspannung von 100 hPa aus dem Glühverlust. Die Vorhersage des K -Verlaufes über den Wasserspannungsbereich von 0 bis 1000 hPa war bei Vorliegen von gemessenen Wasserretentionsdaten über den Ansatz von Mualem und van Genuchten möglich (hier nicht dargestellt).

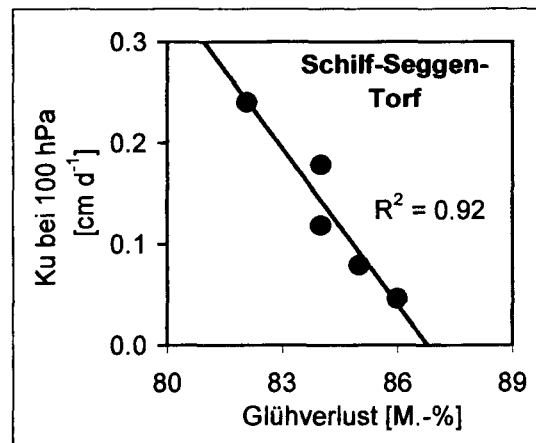


Abbildung 1: Beziehung Glühverlust und ungesättigter Wasserleitfähigkeit

Zur Validierung der in Abbildung 1 gefundenen Beziehung diente ein Datensatz von Loxham & Burghardt (1986). In Abbildung 2 sind stellvertretend für den Datensatz für drei Torfe mit unterschiedlicher Substanzvolumenstufe (SV-Stufe)² den geschätzten K -Verläufen die gemessenen K -Werte gegenübergestellt.

Für einen Teil der von Loxham & Burghardt (1985) untersuchten Proben findet sich eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und geschätzten K -Werten. Bei diesen Proben handelt es sich um Torfe mit der Substanzvolumenstufe (SV-Stufe) 5 (nach AG Boden, 1994). Bei den Proben mit kleinerer SV-Stufe finden sich zum Teil große Abweichungen zwischen vorhergesagten und gemessenen Werten.

¹ TU Berlin, FG Standortkunde/ Bodenschutz
Salzufer 11-12, 10587 Berlin, email:
Kai.Schwaerzel@TU-Berlin.de

² Die Klassifizierung der Torfe nach SV-Stufe erfolgte nach der Kartieranleitung (AG Boden).

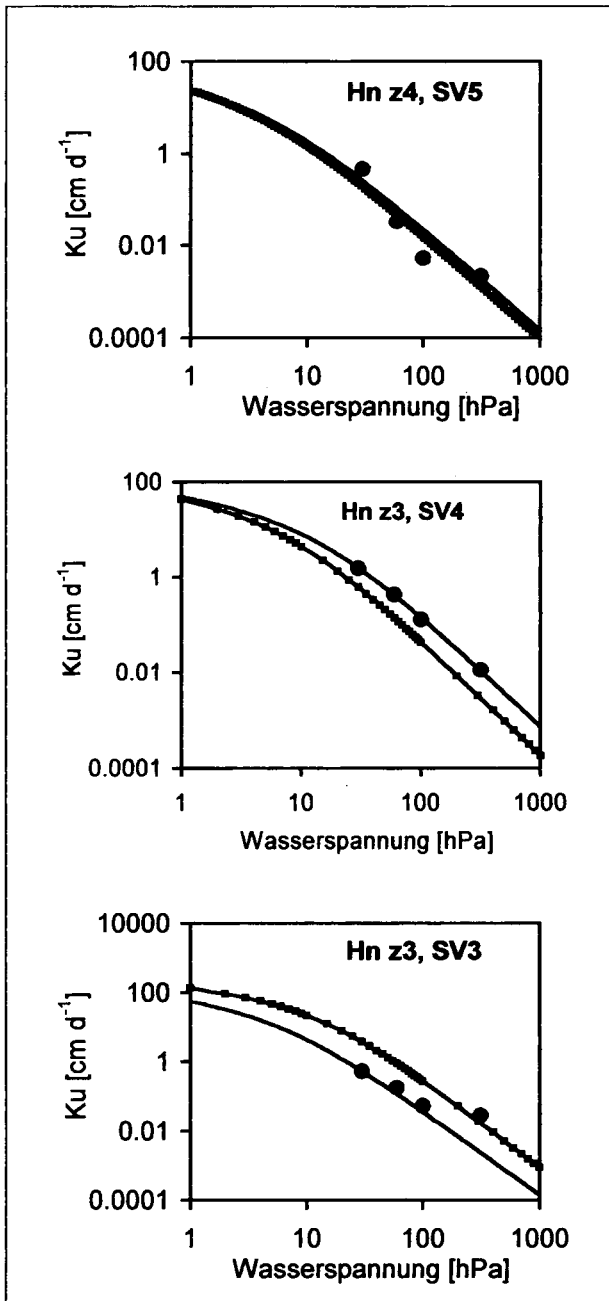


Abbildung 2: Geschätzte (Linie mit kleinen Symbolen) und gemessene K-Verläufe (Linie mit Punkten) (Hn = Niedermoortorf, z = Zersetungsgrad, SV = Substanzvolumenstufe nach AG Boden 1994)

Welche Auswirkungen hat eine fehlerbehaftete K-Wertschätzung auf die Rate des kapillaren Aufstieges? In Tabelle 1 sind für die drei in Abbildung 2 aufgeführten Beispiele die berechneten kapillaren Aufstiegsraten denen der in der Kartieranleitung gegenübergestellt. Bei den berechneten Aufstiegsraten wurden einerseits die gemessenen K-Werte und andererseits die berechneten verwendet.

Torfart, Zersetz., SV-Stufe	K-Werte	Abstand GW zu Wurzelraum in dm		
		3	6	9
		Aufstiegsrate mm d ⁻¹		
Hn z4, SV 5	Messung	> 5,0	1,6	0,6
	Schätzung	> 5,0	1,1	0,4
	AG Boden	2,2	0,3	< 0,1
Hn z3, SV 4	Messung	> 5,0	> 5,0	3,9
	Schätzung	> 5,0	3,3	1,2
	AG Boden	3,0	0,7	0,2
Hn z3, SV 3	Messung	> 5	2,7	1,0
	Schätzung	> 5	> 5,0	> 5
	AG Boden	5,0	0,8	0,1

Tabelle 1: Berechnete und von der AG Boden (1994) veröffentlichte kapillare Aufstiegsraten für die in Abbildung 2 dargestellten Fälle

Der in Tabelle 1 aufgeführte Zusammenhang kann folgendermaßen zusammengefasst werden:

- (1) Bei den Torfen mit SV-Stufe 5 finden sich bei Verwendung der geschätzten und der gemessenen K-Werte nur geringfügig unterschiedliche Aufstiegsraten.
- (2) Werden bei den Torfen mit SV-Stufen < 5 jedoch die geschätzten K-Werte zur Berechnung verwendet, weichen die Aufstiegsraten z.T. erheblich von denen ab, die mit Hilfe der tatsächlich gemessenen K-Werte ermittelt worden sind.
- (3) Prinzipiell zeigt sich, dass die von der AG Boden (1994) veröffentlichten Aufstiegsraten die berechneten Aufstiegsraten erheblich unterschätzen.

Zusammenfassung

Für Schilf-Seggentorfe mit Aschegehalten < 20 M.-% und mit der Substanzvolumenstufe 5 kann der K-Verlauf für den von Loxham & Burghardt (1985) untersuchten Datensatz mit hoher Treffsicherheit aus gemessener WRK und Glührückstand ermittelt werden. Die für diese Torfe berechneten kapillaren Aufstiegsraten liegen erheblich über den in der Kartieranleitung angegebenen Werte.

Literatur

AG Boden (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung.
 Loxham, & W. Burghardt (1986): Saturated and unsaturated permeabilities of north german peats. In Fuchsmann, C.H.: Peat and water, 37-59
 Schwärzel, K. (2000): Dynamik des Wasserhaushaltes von Niedermooren. Diss. TU Berlin

Hydrologische Parametrisierung der Tunnelerosion in Lößböden

Skowronek, A., J. Botschek, S. Krause & T. Abel*

1. Problemstellung

Tunnelerosion wird in den untersuchten Lößböden durch deren hohe Dispersionsneigung begünstigt, aber Entstehung und Entwicklung der Tunnels hängen offenbar auch entscheidend von den pedohydrologischen Bedingungen ab. Im vorliegenden Aufsatz werden verschiedene pedohydrologische Meßverfahren auf ihren Indikatorwert zur Kennzeichnung der Erodierbarkeit durch Tunnelerosion am Beispiel einer ‚pseudovergleyten Parabraunerde-Braunerde aus Löß über schuttlehmreicher Fließerde‘ getestet.

2. Porosität und Permeabilität

Größenordnung und Tiefenverlauf der Porenvolumina und Porengrößen bis 150 cm Tiefe sind typisch für die lößreichen Böden der Region. Erst mit dem Schichtwechsel zur schuttlehmreichen Fließerde sinkt das Gesamtporenvolumen (GPV) von 42-46 % auf 38 % ab (Tab. 1). In diesem Bereich, im IIBtSwd-Horizont, verläuft ein Tunnel in 160-190 cm Tiefe. Auch die Porengrößenverteilungen zeichnen den Schichtwechsel nach. Allerdings sind daran weniger die für die Wasser- versickerung entscheidenden Grobporen (> 50-10

µm) beteiligt; ihr Anteil nimmt im Fließerdematerial nur wenig ab. Viel deutlicher sinkt der Anteil der Mittelporen, während der Feinporenanteil von 10-17 % auf 22 % ansteigt.

Eine abnehmende Wasserpermeabilität im Unterboden wird als wichtiger Tunnelerosionsfaktor angesehen. Zu ihrer Kennzeichnung wurde die gesättigte Wasserleitfähigkeit an horizontal und vertikal entnommenen Stechzylinderproben bestimmt. Demnach ist die vertikale Wasserdurchlässigkeit mit kf-Werten von 110-250 cm/d sehr hoch und verringert sich erst an der Schichtgrenze zur Fließerde auf 50 cm/d sowie im Oberboden - wohl durch Viehtrittverdichtung - auf 15 cm/d. Die Wasserdurchlässigkeit in horizontaler Richtung ist wesentlich geringer, sie beträgt 5-19 cm/d. Während die Untersuchungen eine für diese Böden typische, schnelle Wasserversickerung zeigen, wird die laterale Wasserbewegung nicht durch eine besonders hohe Durchlässigkeit begünstigt, so daß sich dieser Parameter offenbar nicht für die Bewertung der Tunnelerodierbarkeit eignet.

Für die Entstehung der hohen Durchflußraten in Tunnels ist auch eine schnelle Wasserinfiltration an der Bodenoberfläche nötig. Versuche mit dem

Tab. 1: Porengrößen und gesättigte Wasserleitfähigkeiten

Profil/ Horizont	Tiefe cm	Poren- Poren				kf		
		volumen >50µm	50-10µm	10-0,2µm	<0,2µm	vertikal	horizontal	
			Vol.-%			cm/d		
Profil 1/ Ah	0- 10	46	9	4	23	10	15	-
AhBv	10- 40	43	9	3	20	12	250	11
SwBtv	40-110	42	6	2	18	16	145	9
SwBv	110-130	43	6	2	17	17	130	5
BvSw	130-150	42	6	2	17	17	110	19
IIBtSwd	150-190	38	5	1	10	22	50	8
CvSd	190-235	-	-	-	-	-	-	-

Doppelringinfiltrrometer und dem GUELPH-Permeameter ergaben jedoch äußerst geringe Infiltrationsraten; die Wasserzufuhr zu den Tunnels muß demnach auf anderem Weg erfolgen. Damit reichen weder die Wasserinfiltrier-

* Institut für Bodenkunde, Universität Bonn, Nußallee 13, D-53115 Bonn

barkeit noch die Wasserdurchlässigkeit der Bodenmatrix aus, um den Tunnelerosionsprozeß anzutreiben und aufrechtzuerhalten.

3. Rolle der Makroporen

Der Boden weist jedoch viele biogene Makroporen auf, die von Regenwürmern und bodenwühlenden Säugetieren wie Maulwürfen und Mäusen stammen. Die Regenwurmporen wurden in Tiefenstufen auf der Grundlage der Klassifizierung der Regenwurmgang-Durchmesser nach EHLERS (1975) ausgezählt und summierten sich auf bis zu 456 Regen-

190 cm beobachtet wurden. Ihr mittlerer Durchmesser beträgt 6 cm, so daß trotz normaler Matrixpermeabilität (s.o.) von einer extrem hohen Wasserleitfähigkeit und hohen Fließgeschwindigkeiten auszugehen ist. JONES (1988) fand für das Maesnant-Einzugsgebiet in Wales eine Beziehung zwischen Querschnittsfläche des Durchflusses A (cm²), Tunnelneigung S (tan) und Tunneldurchfluß Q (l/s) nach der Formel $Q = m S^{0,5} A^n$ mit den empirischen Koeffizienten m und n , mit deren Weiterentwicklung $c = mn S^{0,5} A^{n-1}$ auch die kinematische Welle (m/s) berechnet werden kann.

Auf die Tiergänge des Hangsystems bezogen ergibt sich bei Anwendung von in Maesnant ermittelten Koeffizienten $m=0,6814$ und $n=1,217$ so wie bei einer

Tab. 2: Anzahl und Flächenanteile von Regenwurmgängen

Profil / Tiefe in cm	Anzahl je m ² bei Gangdurchmesser von			Anzahl ges.	Flächenanteil bei mittl. Durchmesser von			Fläche ges. %
	2 - 5 mm	5 - 8 mm	8 - 10 mm		3,5 mm	6,5 mm %	9 mm	
Profil 1/ 5	164	48	12	224	0,2	0,2	0,1	0,4
15	192	144	20	356	0,2	0,5	0,1	0,8
35	164	184	44	392	0,2	0,6	0,3	1,0
55	204	220	32	456	0,2	0,7	0,2	1,1
75	192	180	36	408	0,2	0,6	0,2	1,0

wurmgänge je m² in 55 cm Tiefe (SwBtv; Tab. 2). Bei einem angenommenen mittleren Wurmgangdurchmesser zeigt sich, daß die mittelgroßen Regenwurmgänge i.d.R. den höchsten Flächenanteil einnehmen. Die maximal von Makroporen beanspruchte Fläche eines Bodenschnittes beträgt 1,1 % (35 cm Tiefe).

Eine auf den Quadratmeter bezogene Schätzung des potentiellen Durchflusses nach EHLERS (1975) ergibt zwischen 2200 und 7600 ml/min/m², so daß für einen raschen vertikalen Wassertransport gesorgt ist. Der für Tunnelerosion erforderliche laterale Wassertransport wird aber durch die vertikal orientierten Regenwurmgänge nicht begünstigt. Eine wichtigere Rolle spielen hier vermutlich die Grabgänge von *Talpa europaea* (Maulwurf), *Microtus arvalis* (Feldmaus) oder *M. agrestis* (Erdmaus), deren Gänge senkrecht oder geneigt in den Boden hineinführen und bis in eine Tiefe von

Tunnelneigung von 12,5° und halb wassergefülltem Tunnelquerschnitt ein potentieller Durchfluß von 8 l/s. Dieser erreicht eine Fließgeschwindigkeit von bis zu 2 m/s. Da laut DUNNE (1990) der Erosionsstress proportional zur mittleren Fließgeschwindigkeit zunimmt, muß auch mit entsprechend hohen Abträgen aus diesen Leitbahnen des Zwischenabflusses gerechnet werden.

Literatur

- Dunne, T. 1990: Hydrology, mechanics, and geomorphic implications of erosion by subsurface flow. - Geol. Soc. Am. Spec. Paper 252, 1-28.
 Ehlers, W. 1975: Observations on earthworm channels and infiltration on tilled and untilled Loess soil. - Soil Sci. 119, 242-249.
 Jones, J.A.A. 1988: Modelling pipeflow contributions to stream runoff. - Hydrol. Proc. 2, 1-17.

Messungen des Wassergehalts mittels Bodenradar an einem Lysimeter.

H. Stoffregen¹, U. Yaramanci², T. Zenker¹, G. Wessolek¹

Einleitung

Das Bodenradar stellt eine Meßmethode, mit der der Wassergehalt eines Bodens zerstörungsfrei bestimmt werden kann. Um die Genauigkeit dieser Methode zu bestimmen wurden Messungen auf einem wägbarem Lysimeter durchgeführt. Die Laufzeit der Welle bis zum Lysimeterboden, die vom Wassergehalt im Lysimeter abhängt, wurde dabei mit den Wassergehaltsänderungen des Waage verglichen. Wägbare Lysimeter eignen sich zur Eichung des Georadar besonders gut, weil sie einen klaren Reflektor haben (die Lysimeterwand) und die zu Bestimmende Messgröße (die Wassergehaltsänderung) mit sehr hoher Genauigkeit messen.

Material und Methode

Die Messungen wurden auf der Lysimeterstation Dahlem durchgeführt. Die kreisrunden Lysimeter besitzen ein Fläche von 1 m² und sind 1.5 m tief. Der Grundwasserstand der Lysimeter ist auf konstant 1.35 m bzw. 2.1 m eingestellt. Die Wagen besitzen eine Genauigkeit von 100 g, das entspricht 0.0067 Vol.%. Die Lysimeter Waren mit Luzerne bepflanzt. Auf der Lysimeterstation werden drei Böden mit unterschiedlicher Textur untersucht: ein Sand, ein lehmiger Sand und ein toniger Schluff.

Die Messungen wurden mit einem RAMAC/GPR der Fa. MALA Geoscience durchgeführt. Es wurde eine abgeschirmte 1 GHz Antenne (Antennenabstand 11 cm) verwendet und die Ergebnisse mit dem Auswertungsprogramm REFLEX (Fa. Sandmeier) durchgeführt). Zu 12 Zeitpunkten während einer Vegetationsperiode wurden ein Radarprofil quer über das Lysimeter gemessen. Dabei wurde alle 2 cm eine Messung mit (Messung alle 2 cm). Abb. 1 zeigt schematisch das Reflexionsmuster eines Profils (ca. 43 Messungen). Zu erkennen sind die direkte Welle, die nach kurzer Zeit eintrifft. Des weiteren die Reflexionen vom Rand des Lysimeters, die im Profil als schräge Linien zu erkennen sind. Weiter unten ist dann die Reflexion des Lysimeterbodens zu erkennen.

Anhand der Laufzeit (t), der Lichtgeschwindigkeit (c) und der Tiefe der Reflexionsfläche (d) kann das Dielektrikum (ε) des Bodens im Lysimeter berechnet werden:

$$\epsilon = \left(\frac{c * t}{2d} \right)^2$$

Aus den Lysimeterdaten kann wiederum die Wassergehaltsänderung bestimmt werden und anhand der Wassergehalte (θ) des Lysimeter im Frühjahr eine individuelle Eichfunktion θ(ε) bestimmt werden.

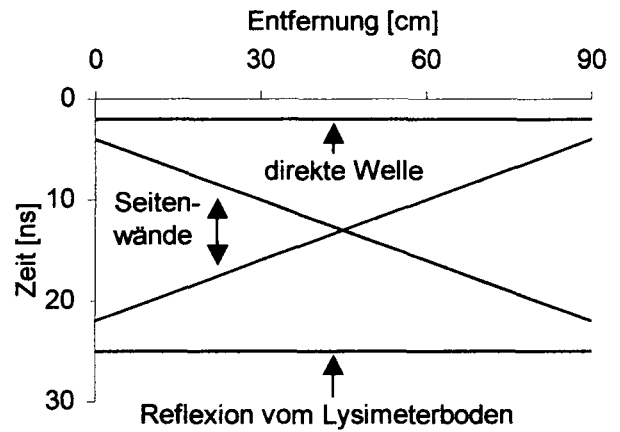


Abb. 1: schematische Darstellung des Reflexionsbildes im Lysimeter

Ergebnisse

Aufgrund der Tiefe der Lysimeter und der bei der GHz-Antenne großen Abschwächung konnte ein Reflexionsbild des Lysimeterbodens nur bei dem Sand beobachtet werden. Zu einigen Zeitpunkten konnte auch hier nur ein sehr unscharfes Reflexionsbild gemessen werden. Messungen mit Antennen niedrigeren Frequenzen (50-400 MHz), die höhere Eindringtiefen haben, konnten auf dem Lysimeter aufgrund der ihrer Größe nicht durchgeführt werden. Niedrigere Frequenzen führen aber auch zu einer geringeren horizontalen und vertikalen Auflösung. Abb. 2 zeigt die gemessenen Reflexionsbilder im Ende März bei feuchten Lysimeter und Anfang Juli bei einer deutliche Austrocknung. Je geringer der Wassergehalt, desto früher ist die Reflexion vom Boden 'des Lysimeters zu sehen. Das erste Maximum der Reflexion ist mit Kreuzen markiert.

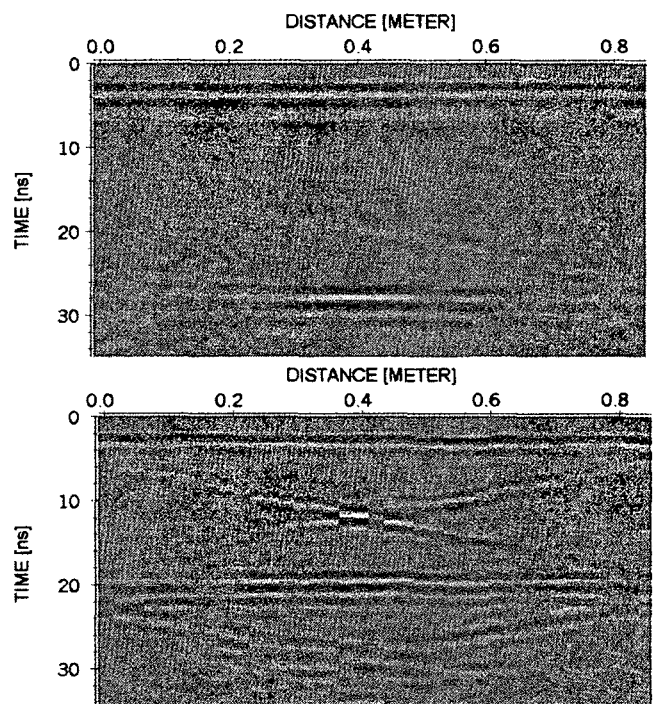


Abb. 2: Die Reflexionsbilder des feuchten (oben) und trockenen Lysimeters (unten).

¹TU Berlin, Institut für Ökologie

²TU Berlin, Institut für angewandte Geophysik

Email: Heiner.stoffregen@interurban.de, www.interurban.de

Abb. 3 zeigt die Wassergehaltsänderungen der Lysimeter im Jahresverlauf. Während sich die Lysimeter mit einem Grundwasserstand von 1.35 nur geringfügig entwässern, trocken die Lysimeter mit größerem Grundwasserabstand deutlich aus. Der Nullpunkt der Wassergehaltsänderung wurde auf den Zeitpunkt der ersten Messung mit dem Georadar gelegt (30.03). Abb. 4 stellt die Änderungen der Wassergehalte den Änderungen der Reflexionszeiten gegenüber. Die beiden Linien zwischen den Lysimetern mit unterschiedlichen Grundwasserständen sind deutlich voneinander getrennt. Dies liegt daran, dass die Reflexion in einem Fall an der Grundwasseroberfläche erfolgt (1.35 m) im anderem Fall erst am Boden des Lysimeters (1.5 m) Tiefe. Bei den Messungen auf dem Grundwassernahen Lysimetern sind die Wassergehaltsunterschiede nur sehr gering. Die meisten Messungen liegen in einem Bereich von nur 10 mm Wassergehaltsänderung (=0.66 Vol%). Bei diesen Lysimetern konnte häufiger keine Reflexionszeit ermittelt werden.

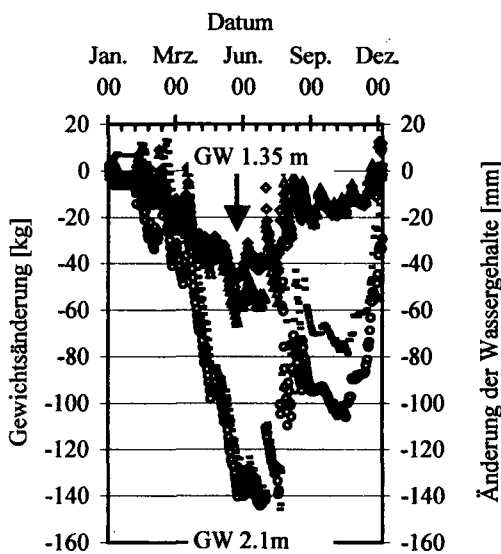


Abb. 3: Die Wassergehaltsänderungen der Lysimeter (Sandboden) bei Grundwasserständen von 1.35 und 2.10 m (je 2 Lysimeter) im Jahr 2000.

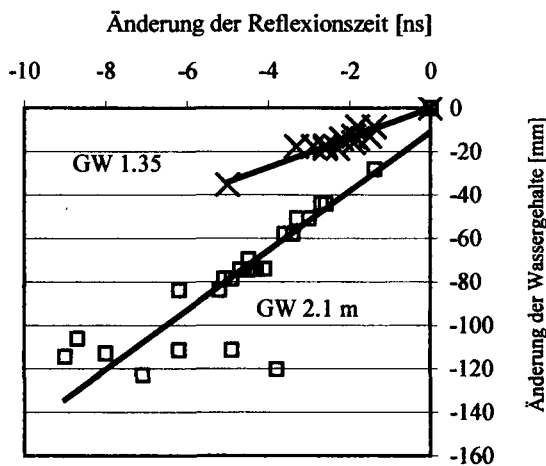


Abb. 4: Änderung der Reflexionszeit im Vergleich zur Wassergehaltsabnahme während der Vegetationsperiode (Nullpunkt: 30 März)

Auffällig sind weiter die großen Streuung, die bei trockeneren Lysimetern vorkommen. Dies liegt in erster Linie daran, dass die Reflexionspulse nicht gut zu erkennen waren daher die Reflexionszeit nicht genau bestimmt werden konnte.

Vergleicht man die anhand der Lysimeter bestimmte Eichfunktion $\theta(\epsilon)$ (berechnet aus den Daten für den Grundwasserabstand 2.1 m) die für das Georadar mit Eichfunktionen aus der Literatur (die für TDR-Geräte erstellt wurden), so ergibt sich eine gute Übereinstimmung, insbesondere mit der Eichfunktion von Topp (Abb. 5). Aus den Daten ergibt sich eine individuelle Eichfunktion von:

$$\theta = 2.45 \epsilon - 3.04$$

Die Standardabweichung zwischen den Messdaten und der Eichfunktion beträgt 15 mm (~1Vol%), wenn alle Daten berücksichtigt werden. Werden nur die Daten mit geringer Streuung berücksichtigt, reduziert sich die Standardabweichung auf 4 mm (0.26 Vol%). Für die Lysimeter mit einem Grundwasserabstand von 1.35 m ergibt sich eine etwas andere Kurve. Aufgrund der geringen Änderung der Wassergehalte, kann eine Eichfunktion aber nur mit großer Ungenauigkeit erstellt werden.

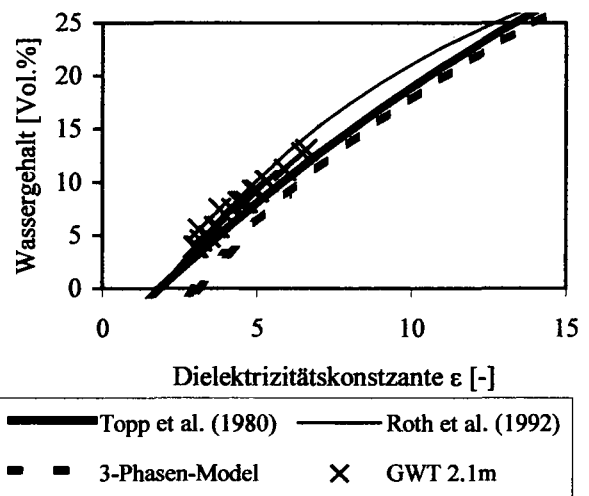


Abb. 5: Der Vergleich zwischen den Messungen mit dem Georadar und verschiedenen Eichfunktionen.

Schlussfolgerung und Ausblick

Die individuelle Eichfunktion des Sandbodens ist der Eichfunktion von Topp sehr ähnlich, insbesondere die Steigungen beider Eichfunktionen stimmen überein. Ist das Reflexionsbild eindeutig, ergibt sich eine hohe Messgenauigkeit der Radarmessung.

Weitere Messungen zeigten, dass Georadar auch zur Bestimmung der räumlichen Variabilität eingesetzt werden kann. Mit welcher räumlichen Auflösung eine Wassergehaltsverteilung bestimmt werden kann, soll im eines Forschungsprojekts (www.interurban.de) erkundet werden.

Literatur

- Topp, G. C., Davis, J.L., Annan, A.P. (1980): Soil water content: measurements in coaxial transmission lines. *Water Res. Res.* 16, 574-582.
 Roth, C.H., Malicki, M.A. Plagge, R. (1992): Empirical evaluation of the relationship between soil dielectric constant and water content as the basis for calibrating soil moisture measurements by TDR. *Soil Sci.* 43, 1-13.

Simulation zeitlich hochaufgelöster Niederschläge für hydrologische Modelle am Beispiel von EUROSEM

P. Strauss, F. Konecny, S. Zach

EINLEITUNG

In zunehmendem Maß werden zur Beantwortung von hydrologisch-bodenkundlichen Fragestellungen prozessorientierte Modelle herangezogen. Neben dem gesteigerten Bedarf an bodenkundlicher Information werden dabei auch erhöhte Anforderungen an die zeitliche Auflösung von Niederschlägen gestellt. Leider sind die für viele Fragestellungen notwendigen langen Zeitreihen von zeitlich hochaufgelösten Niederschlagsmessungen nur in seltenen Fällen vorhanden. Wir haben deshalb am Beispiel des Erosionsmodells EUROSEM überprüft, ob die stochastische Generierung von Niederschlagsereignissen mittels eines einfachen Skalierungsmodells geeignet ist, Einzelereignisse mit hoher zeitlicher Auflösung zu erzeugen.

ARBEITSHYPOTHESE

Trotz unterschiedlicher Ereignismengen und Dauern sind bei Niederschlagsereignissen ähnliche Intensitätsstrukturen zu erwarten. Da die statistischen Eigenschaften der Intensitäten bzw. Gesamtniederschlagsmengen in Beziehung zu ihrer Dauer stehen, kann ein Skalierungsmodell zur Erzeugung der internen Regenstruktur formuliert werden, wobei die Ereignisdauer als Skalierungsparameter verwendet wird. Wenn D die Dauer des Ereignisses und $\xi(t, D)$ die Regenintensität zur Zeit t bezeichnen, dann gilt für jede positive Zahl

$$\{\xi(t, D)\} = d \left\{ \lambda^{-H} \xi(\lambda t, \lambda D) \right\}$$

Eine zweite Modellannahme ist die strikte Stationarität des Intensitätsprozesses

$\xi(t, D)$ innerhalb eines Ereignisses oder innerhalb von Ereignissen derselben Dauer. Die Verteilung des Intensitätsprozesses innerhalb eines Ereignisses wird als gammaverteilt angenommen.

MODELLPARAMETER 1: Berechnung inkrementaler Niederschlagstiefen

Der Erwartungswert der inkrementalen Regentiefen (X_i) innerhalb eines Ereignisses berechnet sich nach

$$E(X_i) = c_1 \delta D^{H+1}$$

Die Varianz der inkrementalen Regentiefen berechnet sich nach

$$V(X_i) = [(c_2 + c_1^2) \delta^{-\beta} - c_1^2] \delta^2 D^{2(H+1)}$$
 wobei

c_1, c_2 = Modellparameter, $\delta = \Delta/D$, Δ = Dauer zwischen zwei Inkrementen

Die Kovarianz zweier Inkremente innerhalb desselben Ereignisses ist gegeben durch

$$\text{Cov}(X_i, X_j) = [c_2 + c_1^2] f(|j-i|, \beta) - c_1^2 \delta^2 D^{2(H+1)}$$

wobei

$$f(m, \beta) = \frac{[(m-1)^{2-\beta} + (m+1)^{2-\beta}] - m^{2-\beta}}{2}$$

Die exakte Herleitung dieser Gleichungen ist in Koutsoyiannis und Foufoula-Georgiou (1993): A scaling model of a storm hyetograph. Water Res. Research. 29, 7, 2345-2361 ersichtlich.

Da die Beziehung zwischen Ereignismengen und Ereignisdauern nicht uneingeschränkt linear gültig ist (Abb. 1), werden die benötigten Modellparameter für zwei Bereiche getrennt bestimmt.

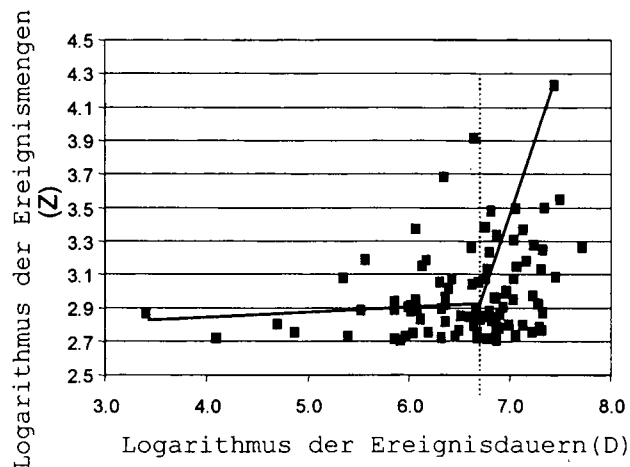


Abb.1: Beziehung Ereignismenge/Dauer für die Station Brüssel

MODELLPARAMETER 2: Berechnung von Ereignismengen und Ereignisdauern

Die Ereignismengen wurden anhand einer gemischten Exponentialverteilung berechnet, zur Berechnung der Ereignisdauern wurde eine Weibullverteilung angepasst. Die Abbildungen 2a und 2b stellen die über die jeweiligen Verteilungen simulierten Ereignismengen und Ereignisdauern den jeweiligen realen Verteilungen gegenüber

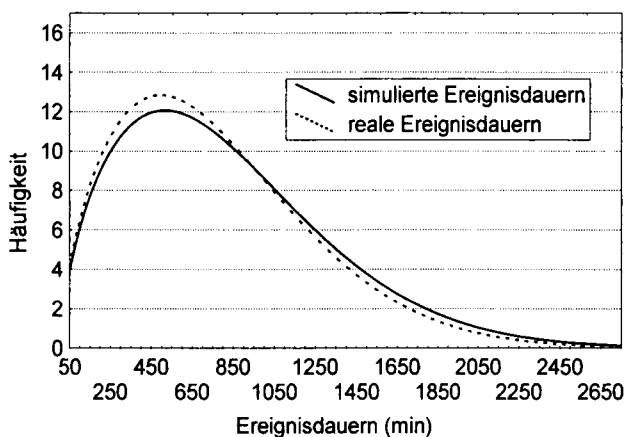


Abb. 2a: Vergleich der realen und simulierten Ereignisdauern für die Station Baden

Peter Strauss

Institut für Kulturtechnik und
Bodenwasserhaushalt, Bundesamt für
Wasserwirtschaft, Pollnbergstrasse 1, A-3252
Petzenkirchen, Österreich
E-mail: peter.strauss@baw.at

ANWENDUNG

Um die Einsatzmöglichkeiten des Modells zu überprüfen, wurden die notwendigen Eingangsparameter des Skalierungsmodells für zwei österreichische Stationen berechnet und daraus eine Zeitreihe von Einzelereignissen für einen Zeitraum von 15 Jahren stochastisch generiert. Die dabei erhaltenen Regenereignisse wurden als Eingangsgröße für EUROSEM verwendet.

Für einen hypothetischen Testhang mit einer Länge von 280 m und einer Breite von 10 m wurden die Ergebnisse der Erosionsberechnungen mit den realen Niederschlägen als Eingangsgröße den Erosionsberechnungen gegenübergestellt, die unter Verwendung der stochastisch erzeugten Niederschläge bei sonst identen Eingangsparametern erzielt worden waren (Abb. 3a, 3b).

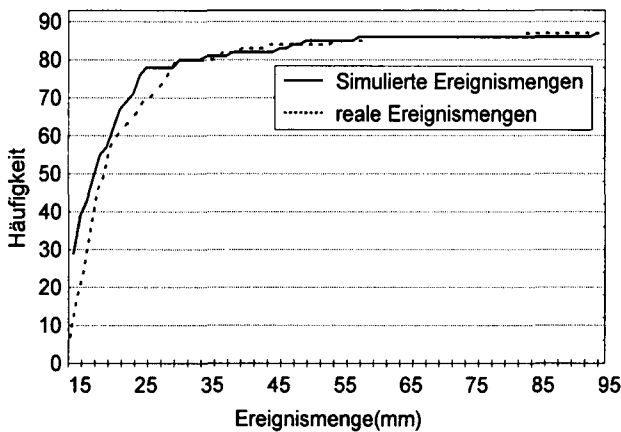


Abb 2b: Vergleich der realen und simulierten Ereignismengen für die Station Baden

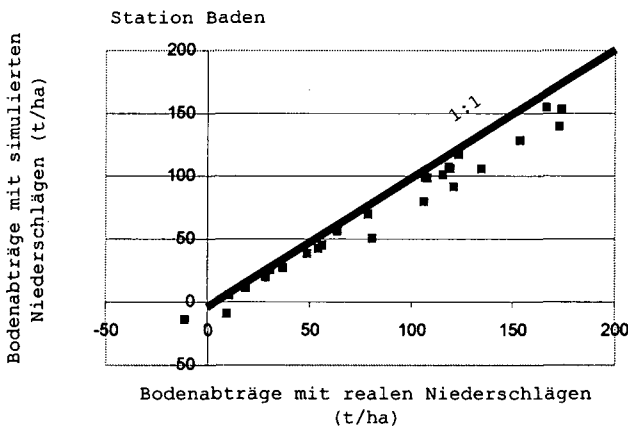


Abb.3a: Station Baden - Vergleich von Gesamtbodenabträgen, die von EUROSEM mit realen Niederschlägen (1967-82) erzeugt wurden, zu Gesamtbodenabträgen, die aus simulierten Niederschlägen resultieren

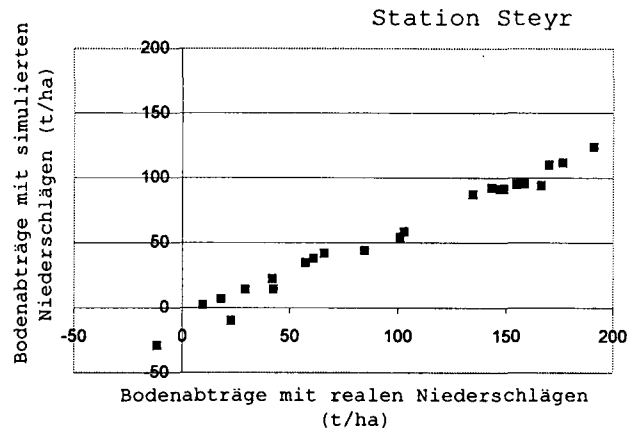


Abb. 3b: Station Steyr - Vergleich von Gesamtbodenabträgen, die von EUROSEM mit realen Niederschlägen (1967-82) erzeugt wurden, zu Gesamtbodenabträgen, die aus simulierten Niederschlägen resultieren

PROGRAMM

Um das vorgestellte Skalierungsmodell auch in der Praxis benutzen zu können, wurde ein Programmpaket entwickelt: Raingen 1.0 besteht aus zwei Programmteilen

☺ Das Programmpaket „Parameters“ generiert sämtliche Parameterwerte, die zur Niederschlagssimulation notwendig sind.

☺ Das Programmpaket „Storms“ erzeugt eine frei wählbare Anzahl von Niederschlagsereignissen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Die Ergebnisse zeigen, dass für eine langfristige Betrachtung des Erosionsgeschehens der gewählte Ansatz zur stochastischen Erzeugung von Niederschlägen ähnliche Ergebnisse liefert wie aufgezeichnete Niederschlagsdaten. Die Anpassungsgüte ist jedoch stationsabhängig.

- Ein Vorteil des gewählten Ansatzes besteht vor Allem in der geringen Zahl der notwendigen Parameter (Dauer der Einzelereignisse, Niederschlagsmenge der Einzelereignisse, Autokovarianz der Niederschlagsintensitäten) zur Erzeugung der Niederschlagsereignisse.

- Mögliche Anwendungen des vorgestellten Modells ergeben sich beispielsweise bei der Abschätzung von Klimaänderungsfolgen auf den Bodenerosionsprozess, oder bei der Beurteilung von Überschreitungswahrscheinlichkeiten bestimmter Bodenabträge.

DANKSAGUNG

Diese Arbeit wurde von der Europäischen Union im Rahmen des Forschungsprojektes „ENV4-CT97-0687 - Modelling within storm erosion dynamics“ gefördert.

Wasserbilanz eines sandigen Auftragsbodens an einer stark befahrenen Autobahn

K. Täumer, B. Kocher, G. Wessolek

1. Einleitung und Zielsetzung:

Im Rahmen des F+E Projektes "Beeinträchtigung des Grundwassers durch straßenverkehrsbedingte Stoffe" der Bundesanstalt für Straßenwesen wurde der Bodenwasserhaushalt im Straßenrandbereich untersucht. Bei Niederschlägen gelangt das auf der Fahrbahn anfallende Wasser nach Überwindung der Benetzungskapazität zum Abfluss und infiltriert im Straßenrandbereich oder wird durch den Fahrzeugverkehr als Spritzwasser in den Straßenrandbereich befördert. Dadurch kommt es im System Straße zur Ausbildung von Zonen, die durch diese Zu- und Abflüsse einen veränderten Wasserhaushalt aufweisen (siehe Abb. 1). Für die Quantifizierung der Flüsse ist eine Kompartimentierung des Systems Straße in die Bereiche Fahrbahn, Spritzwasserzone und Infiltrationszone sinnvoll.

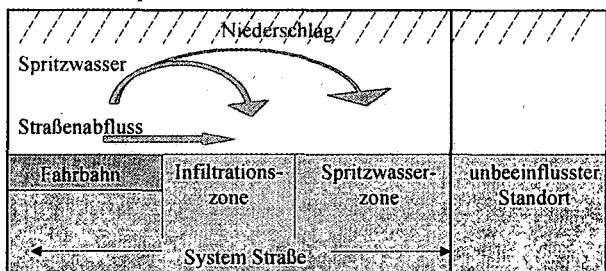


Abb. 1: Schematische Kompartimentierung des Systems Straße

In dieser Arbeit wurden die Straßenabflüsse quantifiziert und die Ausbildung der Zonen mit verändertem Wasserhaushalt mit Hilfe eines Tracerversuchs bestimmt.

2. Material und Methoden:

Der Versuch wurde an der A 7 am Standort Mellendorf, ca. 30 km nördlich von Hannover durchgeführt. Die Autobahn verläuft in diesem Gebiet in Nord-Süd-Richtung und wird 1,5 bis 2 m über dem Gelände geführt (siehe Abb. 2). Die Fahrbahn ist zweispurig plus Standspur. Die Gesamtbreite der Fahrbahn beträgt 8,4 m, der Fahrbahnbelag ist Asphalt.

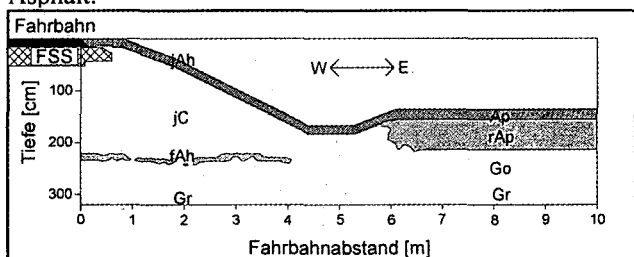


Abb. 2: Profilskizze Standort Mellendorf

- Fahrbahn
- Frostschutzschicht (FSS)
- humose Horizonte
- humose Horizonte mit Raseneisenerz

Im langjährigen Mittel fallen 716 mm Niederschlag und die Durchschnittstemperatur beträgt 8,8°C (Klimadaten: DWD 1950 – 85, Hannover Langenhagen).

Das gelöste Kaliumbromids wurde am 19.04.2000 auf eine 1x 10 m große Fläche, beginnend an der Fahrbahnkante, bis in 10 m Fahrbahnabstand appliziert (50 gKBr/m²).

Die Beprobung am 22.05.2000 erfolgte mit einer vertikalen Auflösung von 10 cm und einer horizontalen

von 20 cm (straßennah) bis 1 m (straßenfern). Es wurden Stechzylinder und Tütenproben bis in eine Tiefe von 1,7 m entnommen. Tiefere Bereiche wurden mittels Flügelbohrer beprobt.

Die Klimadaten wurden in 10 m Fahrbahnabstand erfasst. Das Aufkommen und die Verteilung des Spritzwassers wurde an einem ebenen Standort mit gleicher Fahrbahnbreite und ähnlich hohem Verkehrsaufkommen (A 111 bei Stolpe) mit Hellmann Niederschlagssammlern in 1, 2, 4 und 20 m Fahrbahnabstand (je 2) ermittelt.

An allen gewonnenen Proben wurden der Wassergehalt und die Bromidkonzentration gemessen. An den Stechzylinderproben wurden Lagerungsdichten und kf-Werte bestimmt.

3. Ergebnisse:

3.1 Klimatische Bedingungen:

Der Untersuchungszeitraum war mit einer Durchschnittstemperatur von 15,0°C und 47 mm Niederschlag deutlich wärmer und trockener als das langjährige Mittel (11,6°C ; 60,5 mm) und stellt mit einer klimatischen Wasserbilanz (KWB) von -83,4 mm für diesen Zeitraum eine Extrempériode dar. Die reale Verdunstung Ereal betrug im Untersuchungszeitraum 71,5 mm.

3.2 Tracerversuch:

Der Tracerversuch ergab eine hohe Verlagerung von >2,8m (Grundwasserspiegel) im Bereich bis 1 m Fahrbahnabstand. Bei Fahrbahnabständen >1m fand nur eine geringe Verlagerung des Bromids statt (Abb. 3).

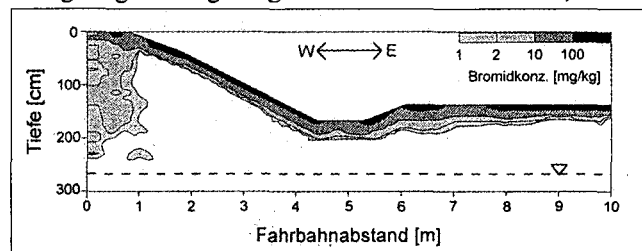


Abb. 3: Verteilung der Bromidkonzentration am 22.05.2000

Die Verteilung der Wassergehalte im Straßenrandbereich bestätigen die gemessenen Bromidkonzentrationen. Im Bereich bis 1m wurden hohe Wassergehalte (Feldkapazität) gemessen, bei größeren Fahrbahnabständen, insbesondere im Hangbereich, konnten bis in 50 cm Tiefe Austrocknungserscheinungen festgestellt werden. Es kam hier zur Ausbildung einer 1m breiten Infiltrationszone.

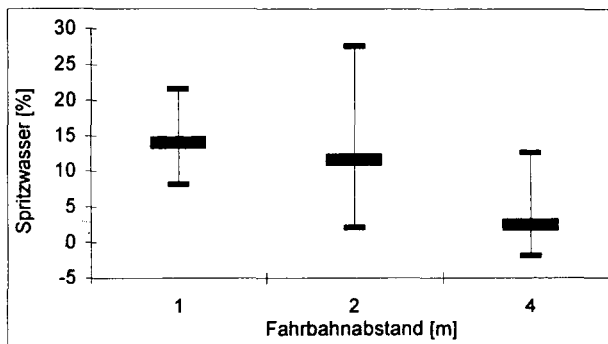


Abb. 4: Relativer Spritzwasseranteil (Min., Mw., Max.) am Niederschlag (Referenzwert bei 20 m)

Die Untersuchungen zur Spritzwasserverteilung ergaben eine maximale Reichweite des Spritzwassers von 5 m. Die Verteilung des Spritzwassers ist aus Abb. 4 ersichtlich. Der erhöhte Wassereintrag in die Spritzwasserzone konnte im Tracerversuch nicht durch eine erhöhte Verlagerung nachgewiesen werden.

3.3 Der Wasserhaushalt im langjährigen Mittel

Mit den Versuchsergebnissen wurde anhand der langjährigen Klimadaten für Hannover Langenhagen die Wasserbilanz für den Standort aufgestellt.

Die Wasserbilanz für den Teilbereich **Fahrbahn** wurde mit folgenden Annahmen aufgestellt:

- Abfluss von der Fahrbahn erfolgt nach Überwindung der Benetzungskapazität (mittlere BK für Asphalt: $WH = 0,3 \text{ mm}$; $SH = 0,8 \text{ mm}$ Wessolek/Facklam 1996),
- die Evaporation der Fahrbahn beschränkt sich auf die Verdunstung des Benetzungswassers,
- der Spritzwasseranteil am Gesamtabfluss beträgt 5%

Ergebnisse der Wasserbilanz Fahrbahn:

- Evaporation der Fahrbahn ca. 100 mm/a ,
- Grundwasserneubildung unter Fahrbahn, $0-45 \text{ mm/a}$,
- 70-90% der Niederschläge ($500 \text{ bis } 650 \text{ l/m}^2\text{a}$) gelangen zum Abfluss, davon 5% als Spritzwasser,

Die Ausdehnung der Infiltrationszone ist von der gesättigten Leitfähigkeit des Bodens im Straßenrandbereich und vom Fahrbahnabfluss abhängig. Hohe Niederschlagsintensitäten führen zu hohen Abflussraten und benötigen einen breiten Bereich zur Infiltration. Der Wassereintrag in den Straßenrandbereich (Abb. 5) wird somit durch die Niederschlagsverteilung (Mellendorf 10/99 bis 9/00) charakterisiert.

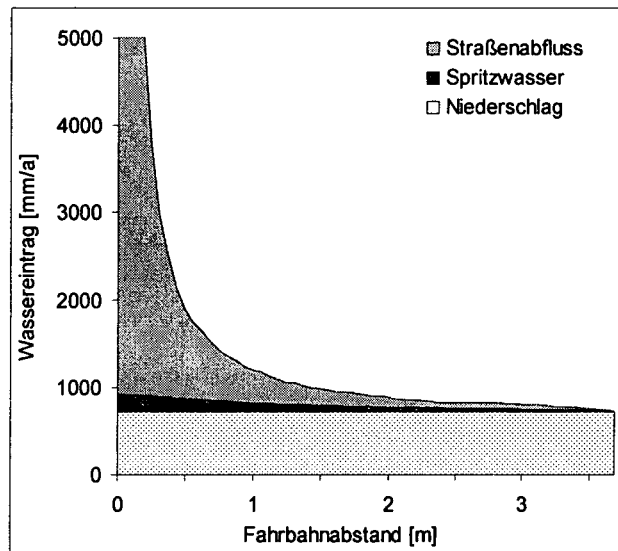


Abb. 5: Wassereintrag in den Straßenrandbereich

Wie in Abb. 5 dargestellt, infiltrieren 95% der Straßenabflüsse im 1-m-Bereich. Sommerliche Starkniederschläge führen zu einer „Überflutung“ des Straßenrandbereiches.

Annahmen für die Wasserbilanzierung der **Infiltrationszone**:

- in der 1 m breiten Infiltrationszone infiltrieren 95% der Straßenabflüsse,
- das Spritzwasser nimmt von der Fahrbahn bis in 5 m Abstand linear ab,

Dies führt für den Standort Mellendorf zu folgenden Ergebnissen der Wasserbilanzierung für die Infiltrationszone:

- Evapotranspiration $460 \text{ bis } 553 \text{ mm/a}$,
- Zuflüsse $4100 \text{ bis } 5300 \text{ mm/a}$,
- Abflüsse (bei Starkregen) $200 \text{ bis } 260 \text{ mm/a}$,
- Grundwasserneubildung $4100 \text{ bis } 5325 \text{ mm/a}$

Annahmen für die Bilanzierung der **Spritzwasserzone**:

- Abflüsse aus der Infiltrationszone treten auf,
- lineare Abnahme des Spritzwassers (s.o.),
- Evapotranspiration durch Spritzwassereintrag und Abflüsse aus Infiltrationszone gegenüber Referenzfläche erhöht,

Ergebnisse der Bilanzierung der Spritzwasserzone:

- Evapotranspiration $460 \text{ bis } 510 \text{ mm/a}$,
- Zuflüsse $86 \text{ bis } 113 \text{ mm/a}$,
- Grundwasserneubildung $320 \text{ bis } 390 \text{ mm/a}$

In die Bilanzierung des Systems Straße gehen die errechneten Wasserhaushaltsgrößen der Teilbereiche gewichtet nach den Flächenanteilen ein. Demnach ergibt sich für das **System Straße** folgende Bilanz:

- Evapotranspiration $220 \text{ bis } 310 \text{ mm/a}$,
- Grundwasserneubildung $427 \text{ bis } 517 \text{ mm/a}$

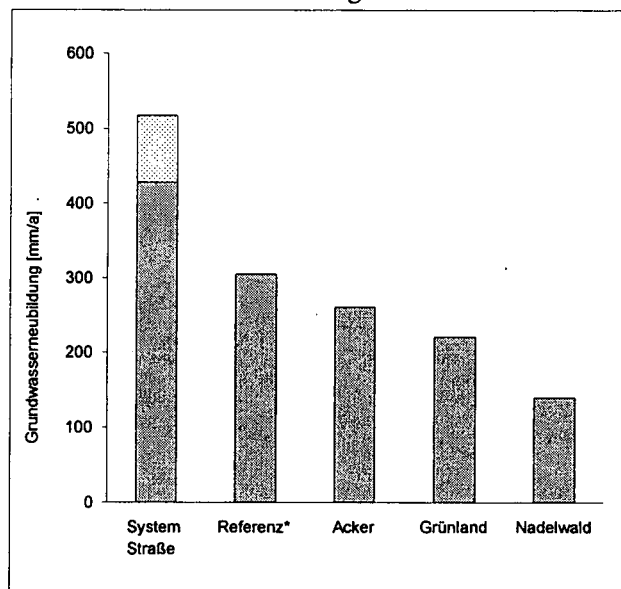


Abb. 6: Grundwasserneubildung bei unterschiedlichen Flächennutzungen an grundwasserfernen Standorten,

*unterliegt den selben Standortbedingungen wie Straßenrandkompartimente (Klima, $nFkWe = 50 \text{ mm}$) aber ohne Beeinflussung durch Straße,

Im System Straße ist somit bei eingeschränkter Verdunstung die Grundwasserneubildung gegenüber dem Referenzstandort erhöht (Abb. 6).

4. Zusammenfassung:

Das System Straße zeichnet sich durch z.T. gravierende Veränderungen im Wasserhaushalt aus. Die Grundwasserneubildung in der ca. 1 m breiten Infiltrationszone von jährlich $4100 \text{ bis } 5325 \text{ mm}$ stellt durch die hohe Verlagerungsgeschwindigkeit eine potentielle Gefahr für das Grundwasser dar.

Straßen sind ganzjährig linienförmige Quellen der Grundwasserneubildung.

Literatur:

Wessolek G. & M. Facklam (1996): Standorteigenschaften und Wasserhaushalt von versiegelten Flächen, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim

Die Bodenfeuchte als Indikator für die Hochwasserprognose

Elisabeth Tressel* und Andreas Krein**

Einleitung und Zielsetzung

Die aktuelle Hochwasserforschung zielt zunehmend darauf ab, einzugsgebietsbezogene Aussagen zur Hochwasserentstehung über GIS-basierte Modellierungen mit dem Niederschlag als wichtigste Inputgröße zu treffen. Die pedologischen Einflussfaktoren finden hierin bislang eine nur unzureichende Berücksichtigung, obwohl diese einen wesentlichen Anteil an der Abflussbildung und der Abflusskonzentration haben. Ein noch immer geringer Kenntnisstand über das Abflussverhalten der Böden wie auch fehlende hochauflösende gebiets- und bodenspezifische Kenndaten sind mögliche Gründe hierfür.

Im Vordergrund dieser Studie steht die Frage, in wie weit über die Bodenfeuchtecharakteristik und -dynamik das substratabhängige Infiltrations- bzw. Rückhaltevermögen der Böden abgeschätzt werden kann. Des Weiteren wird untersucht, ob aus der zeitparallelen Betrachtung wichtiger Wasserhaushaltskomponenten die Bodenfeuchte als mögliche Indikatorgröße für die regionale Abflussdynamik der Bäche abgeleitet und damit für eine Hochwasserprognose herangezogen werden kann.

Untersuchungsgebiet

Der geologische Untergrund des Untersuchungsgebietes wird dominiert von den mesozoischen Sedimenten des Buntsandsteins, Muschelkalks und Keupers. Diese werden weitflächig von quartären Lockersedimenten (Löss, Lösslehme und Flugsande) überdeckt und bilden neben den mesozoischen Gesteinen die Ausgangssubstrate der Bodenbildung. Das Relief lässt sich im wesentlichen als eine (flach-)wellige Hügellandschaft charakterisieren. Diese wird durch die zur Mosel hin entwässernden und z.T. stark eingetieften Flussläufe (u.a. Kyll) in einzelne plateauartig erscheinende Hochflächen zerschnitten. Die hohe räumliche Nutzungsvariabilität prägt den Charakter des Untersuchungsgebietes.

Methodik

Seit 1994 werden meteorologische, bodenhydrologische und pedologische Messungen auf 14 Intensivmessfeldern mit den Nutzungsvarianten Acker, Grünland und Wald im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Zur Analyse der raumzeitlichen Variabilität der Bodenfeuchte als Funktion von Witterung, Bodeneigenschaften und Nutzungsarten werden wöchentlich Niederschlag und Bodenwassergehalte in verschiedenen Bodentiefen zeitparallel erfasst. Zusätzlich erfolgt die Auswertung der Abflussdaten der amtlichen Pegelstation Kordel am Auslass des Einzugsgebietes. Für ein Kleinstzugsgebiet (Kartelbornsbach) wurde ein zeitlich hochauflösendes Messnetz zur Charakterisierung der Abflussbildung und -dynamik aufgebaut. Varianzsteuernde Größen wie Dauer, Summen und Intensität der Niederschläge, der Abflüsse sowie die Bodenfeuchte werden erfasst.

*Universität Trier, FB VI Geographie/Geowissenschaften, Fach Physische Geographie, e-mail: tressel@uni-trier.de

**Universität Trier, FB VI Geographie/Geowissenschaften, Fach Hydrologie, e-mail: krein@uni-trier.de

Ergebnisse und Diskussion

Für einen Ackerstandort im Bereich des Mittleren Muschelkalkes sind in **Figur 1** der Jahresgang vom Niederschlag und den gemittelten Wassergehaltswerten für zwei Tiefenintervalle (0-30 cm; 30-80 cm) über den Betrachtungszeitraum von vier hydrologischen Jahren (1.4.1994 bis 31.3.1998) dargestellt. Tonig-lehmige Substrate bauen das Bodenprofil dieses Standortes auf.

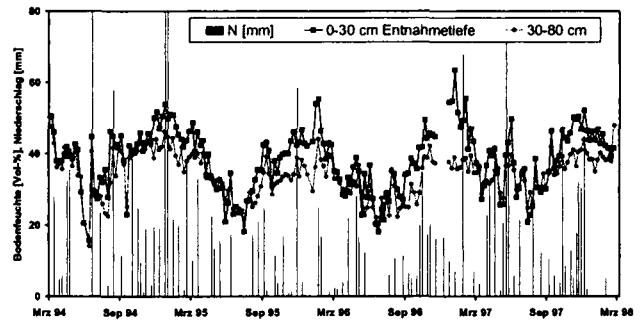


Fig. 1: Jahresgang von Niederschlag und gemittelte Wassergehaltswerte für zwei Tiefenintervalle

Die Ergebnisse in Fig. 1 lassen folgende Aussagen bezüglich des Bodenfeuchteganges in Abhängigkeit der zeitlichen und mengenmäßigen Niederschlagsverteilung zu:

- Die Ausprägung des Jahresganges der Wassergehalte zeichnet den Jahresgang der Niederschläge relativ gut nach.
- Erhebliche graduelle Unterschiede in den gemittelten Wassergehaltswerten beider Tiefenstufen sind v.a. während der Winterhalbjahre, mit deutlicher Abnahme der Werte nach der Tiefe zu erkennen.
- Die Niederschlagsspitzen Ende Januar 1995 korrelieren mit dem starken Anstieg der Bodenwassergehalte von 0-30 cm; Dagegen zeigt der Bereich von 30-80 cm eine abgeschwächte Reaktion auf den Niederschlagseintrag (⇒ gehemmte/ingeschränkte Infiltration bzw. Perkolation z. B. als Folge einer Verschlammung an der Bodenoberfläche des Ackers, ⇒ modifizierende Auswirkung der Bodeneigenschaften sowie Pflugsohlenverdichtung auf die Eindringtiefe des Niederschlagswassers; vgl. Fig. 2).
- Die „Ausreißer“ der Wassergehalte (Feb. 1996 u. Jan. bis Anf. Feb. 1997) für den Bereich 0-30 cm, erklären sich - trotz geringerer Niederschlagsmengen - als Folge eingeschränkter Infiltration nach vorausgegangener Frostperiode.
- Niederschlagsreiche Perioden der hydrologischen Sommerhalbjahre haben - im Vergleich zu den niederschlagsreichen Perioden der hydrologischen Winterhalbjahre - nur kurzfristige Auswirkungen auf die Bodenwassergehalte (Juli 1994 u. Juni/Juli 1997).

Anhand des Jahresverlaufs von Niederschlag, Abfluss und Bodenfeuchte (1.4.1994 bis 31.3.1996) wird der Frage nach dem komplexen Zusammenwirken zwischen diesen drei Komponenten des Wasserhaushaltes nachgegangen (Fig. 2). Hierbei ist der Niederschlag wiederum als wichtigste Inputgröße zu betrachten:

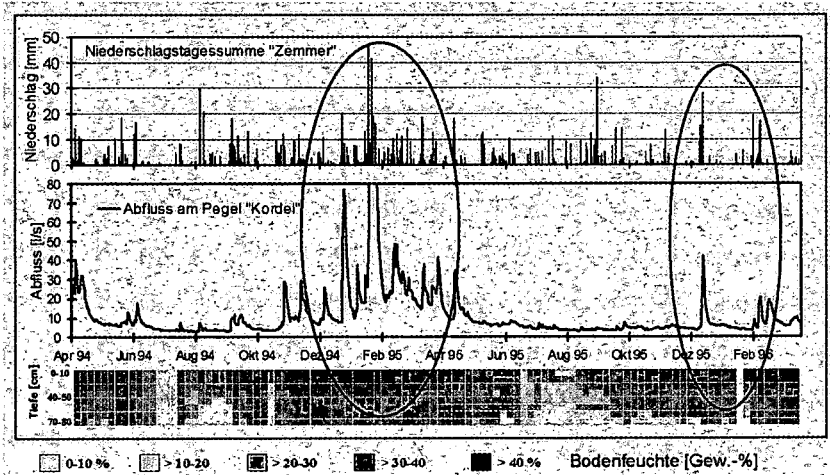


Fig. 2: Jahresverlauf von Niederschlag/Abfluss/Bodenfeuchte (1.4.1994 - 31.3.1996)

- Die zeitliche und mengenmäßige Verteilung der Niederschläge korrelieren mit dem Abflussgang.
- Die Speicheränderung im Boden ist als witterungsabhängige Größe zu beschreiben.
- Die deutlichen Unterschiede zwischen Winter- (= Auffüllung) und Sommerhalbjahr (= Aufzehrung) belegen den unterschiedlichen Nutzungseinfluss innerhalb des Bodenspeichers während der Vegetationsperiode bzw. während der winterlichen Vegetationspause.
- Über die Wintermonate stellt sich in einer Tiefe zwischen 20-30 cm eine ausgeprägte Feuchtefront ein, die mit der Lage der Pflugsohle korreliert.
- Die winterlichen Extremabflüsse Mitte/Ende Januar 1995 sind die Folge der Witterungskonstellation zweier unmittelbar aufeinanderfolgender Niederschlagsperioden (⇒ starke Regenfälle, verbunden mit einsetzender Schneeschmelze).
- Im gleichen Zeitraum bewirkt diese Witterungskonstellation in Verbindung mit der Sättigung des Bodens mit dem Wasser aus Vorregen einen weiteren starken Anstieg der Wassergehalte v.a. im Tiefenbereich 0 bis 20 bzw. 30 cm.
- Ungünstige Infiltrationsbedingungen durch gefrorenen Boden bedingen im Febr. 96 sehr hohe Wassergehalte in den oberen Bodenschichten und einen sprunghaften Anstieg des Abflusses.
- Dagegen zeigen stärkere Niederschlagsereignisse in den beiden Sommerhalbjahren, mit Ausnahme der Frühsommermonate von April bis Juni 1994 als Folge der Vorfeuchtebedingungen, keine größeren Auswirkungen auf die Abflussbildung und die Bodenfeuchtedynamik (⇒Evapotranspiration).

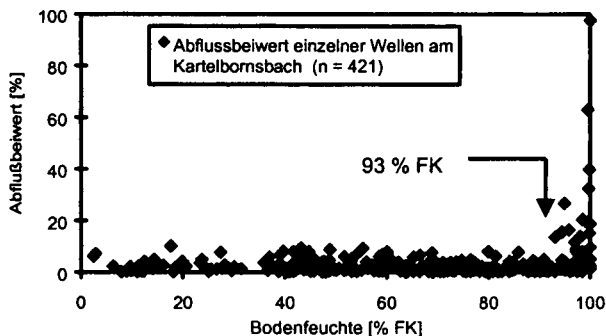


Fig. 3: Abflussbeiwert einzelner Wellen am Kartelbornsbach in Abhängigkeit der Bodenfeuchte im Wurzelraum des Einzugsgebietes

Die Datenanalyse in **Figur 3** zeigt die Auswirkung der Varianz der Bodenfeuchte auf den Abflussbeiwert:

Unterhalb eines Bodenfeuchtwertes von 93 % der FK kommen nicht mehr als 10% der Niederschläge zum Abfluss. Dieser Abfluss bezieht sich v.a. auf versiegelte Flächen sowie gewässernahe Bereiche. Im Bereich von 93 % FK kann der Boden noch seine Speicherfunktion aufrecht erhalten, die Abflusswirksamkeit der Niederschläge ist noch gedämpft, jedoch zeigt der Abflussbeiwert bereits einen deutlichen Anstieg. Oberhalb des Wertes von 93 % steigt mit zunehmender Sättigung des Bodens die Abflusswirkung sprunghaft an. Dabei kommt es zu einer Ausweitung der

Abflussfläche über die oben genannten Bereiche hinaus. Bei Niederschlagsereignissen auf gesättigten (Ober-)Boden und gleichzeitiger Schneeschmelze können Abflussbeiwerte bis zu 100 % erreicht werden.

Ein Vergleich der Standorte unterschiedlicher Nutzungsva-riation (Acker, Grünland, Wald) mit jeweils vergleichbaren Substrateigenschaften (von sandig-schluffig bis tonig-lehmig) zeigt, dass die Varianz der Zeit-Tiefen-Funktion der Bodenfeuchtedynamik v.a. unter Grünlandnutzung wesentlich stärker ausfällt als unter Ackernutzung. Insbesondere der Wurzelfilz der Grünlandstandorte übt während der Wintermonate eine starke Schwammfunktion aus, wodurch die Niederschlagseinträge oberflächennah zurückgehalten und nur langsam in die tieferen Schichten abgegeben werden (vgl. auch SCHOBEL et al. in diesem Band). Hierdurch wird in den oberen Bodenschichten eine schnelle Wassersättigung erreicht, wodurch bei ungünstigen Witterungskonstellationen (s. vorne) diese Kulturböden ganz wesentlich zur Erhöhung der Hochwasserabflusswellen führen können. Diese Ergebnisse stehen im Gegensatz zu der Annahme, dass die Grünlandnutzung eine geeignete Art der Bewirtschaftungsform ist, die zu einer nachhaltigen Wasserrückhaltung beitragen kann.

Schlussfolgerung und Ausblick

Die bisherigen Ergebnisse der Analyse der Zusammenhänge zwischen Bodenfeuchtedynamik, Niederschlagsereignissen und Abflussgang tragen zum Verständnis der Ursachen für die Auslösung schneller Abflussbildung auf der Fläche bei. Durch die räumliche Verteilung der Intensivmessfelder konnte der unterschiedliche Einfluss der Nutzungs- und Substratvariabilität auf den Bodenwasserhaushalt nachgewiesen werden. In Verbindung mit der Frage der Hochwasserentstehung in intensiv genutzten Mittelgebirgslandschaften mit hoher Heterogenität in der Ausbildung der Bodeneigenschaften und vielfältiger Landnutzung bietet ein derartiges Langzeitmonitoring zeitlich hoch aufgelöster Messreihen eine gute Möglichkeit die Ursachen der Hochwasserbildung als komplexes Wirkungsgefüge wesentlich differenzierter zu analysieren. Die Reglerfunktion des Reliefs - die bislang nicht hinreichend berücksichtigt ist - darf dabei nicht unterschätzt werden und sollte zukünftig noch stärker in die Feldforschung integriert werden.

Empirische Modelle zur Prognose der Denitrifikation im oberflächennahen Grundwasser

Reinhard Well¹, Heinrich Höper², Ozra Mehranfar¹

Einleitung

Im oberflächennahen Grundwasser hydromorpher Böden spielt die Denitrifikation eine bedeutende Rolle für den Abbau von Nitrat. Je nach Vorkommen von fossilen oder rezenten Reduktionsmitteln können die potentiellen Denitrifikationsraten in sehr weiten Grenzen schwanken. Ziel des vorgestellten Projektes ist es, für die Einstufung des Denitrifikationspotentials in der gesättigten Zone hydromorpher Böden eine Grundlage zu schaffen.

Material und Methoden

Es wurden 11 vorwiegend in Norddeutschland gelegene Flächen ausgewählt, die das lokale Spektrum der grundwasserbeeinflussten Mineralböden (Gleye, Marschböden, Auenböden) weitgehend abdecken (Tab. 1). Die Böden wurden im oberflächennahen Grundwasser sowie im Kapillarsaums in 10 oder 20 cm Intervallen und i.d.R. in 3-facher Wiederholung beprobt. Folgende Analysen wurden durchgeführt: Gesamt-C, Gesamt-N, CaCO₃, Korngrößenverteilung, Sulfid-S, pH(CaCl₂), Rate der potentiellen Denitrifikation (DR_{pot}). Zur Messung von DR_{pot} wurden mit ¹⁵N-Nitrat versetzte Bodensuspensionen über 24 h in gasdichten Flaschen anaerob inkubiert (Well et al., 2000). DR_{pot} wird aus dem Anstieg der ¹⁵(N₂+N₂O)-Konzentration in der Gasphase ermittelt. *In situ* Messungen von DR_{pot} (Well et al., 2001) auf 5 Versuchsflächen zeigten zufriedenstellende Übereinstimmung mit den Labormessungen (Well et al., 2000).

Ergebnisse

Die statistische Auswertung des Datensatzes (N = 283) umfasst eine Korrelationsanalyse (Tab. 2) der gemessenen Parameter sowie verschiedene multiple Regressionen zwischen DR_{pot} und den übrigen, unabhängigen Modellparametern. Dabei wurden verschiedene Regressionsmodelle berechnet, die sich hinsichtlich der Parameterwahl, der

Untergliederung des Datensatzes (Sandböden; Sulfidhaltige Lehm Böden; Sulfid-freie Lehm Böden) sowie des Regressionstyps (linear/polynomisch) unterscheiden.

Ergebnisse und Diskussion

Unter den getesteten Regressionsmodellen wurden die folgenden drei für einen Vergleich gemessener und berechneter DR_{pot}-Werte ausgewählt.

Modell 1: $DR_{pot} = a + b * \% C_{org} + c * \log(\% C_{org}) + d * \text{cm Tiefe unter GW} + e * \% \text{Sand} + f * \% \text{Ton} + g * \text{pH} + h * \text{C/N} + i * \text{ppm Sulfid-S} + j * \log(\text{ppm Sulfid-S})$. Koeffizienten a - j für Sandböden (N = 157, R² = 0,55): 36,9; -18,87; 98,23; -0,34; 3,34; 25,04; -35,1; -0,9; -0,14; 73,2. Koeffizienten a - j für Sulfid-freie Lehm Böden (N = 89, R² = 0,84): -838,6; 395,4; 122,7; 0,13; 9,3; 17,3; 106,2; -22,5; 0,05; 404,3. Koeffizienten a - j für Sulfid-haltige Lehm Böden (N = 37, R² = 0,80): 8056,6; -623,7; 683,7; 0,36; -10,0; 51,7; -1261,6; -137,8; 0,17; 1090,2.

Modell 2: $DR_{pot} = a + b * \% C_{org} + c * \text{cm Tiefe unter GW} + d * \% \text{Sand} + e * \% \text{Ton} + f * \text{pH} + g * \text{C/N} + h * \text{ppm Sulfid-S} + i * (\% C_{org})^2 + j * (\text{cm Tiefe unter GW})^2 + k * (\% \text{Sand})^2 + l * (\% \text{Ton})^2 + m * \text{pH}^2 + n * (\text{C/N})^2 + o * (\text{ppm sulfid-S})^2$. Koeffizienten a - o für Sandböden (N = 157; R² = 0,49): -825,5; 65,0; -0,40; 6,0; 46,8; 185,5; 1,2; 1,1; -11,72; 0; -0,01; -1,97; -20,9; -0,014; -0,002. Koeffizienten a - o für Sulfid-freie Lehm Böden (N = 89, R² = 0,76): 500,35; 449,9; 0,94; -11,2; 38,4; -787,8; 205,9; 108,1; 1,68; 0,003; 0,43; -0,51; 71,4; -8,9; -16,7. Koeffizienten a - o für Sulfid-haltige Lehm Böden (N = 37; R² = 0,90): 278,1; 247,4; 1,56; 70,4; -236,5; 855,1; 83,5; 0,56; -31,2; -0,028; -1,44; 5,36; -100,7; -2,44; 0.

Modell 3

Sandböden: $DR_{pot} = -339,5 - 26,7 * \% C_{org} + 169,7 * \log(\% C_{org}) + 5,94 * \% \text{Sand} + 40,3 * \% \text{Ton}$ (N = 157; R² = 0,44)

Sulfid-freie Lehm Böden: $DR_{pot} = -100,5 + 314,9 * \% C_{org}$

Tabelle 1: Basisdaten der Versuchsflächen

Fläche	Bodensubtyp	GW Tiefe	Tiefenbereich	pH	C _{org}	C/N	Bodenart
		cm	cm	CaCl ₂			
Aher Kämpe	Gley-Auenboden	180	140 - 240	4,04 - 7,39	0,5 - 5,03	9 - 13	Tu4 - Tu3
Schladen	Gley-Auenboden	290	120 - 300	4,63 - 7,51	0,31 - 5,34	8 - 24	Ls4 - U14
Bühren	Pseudogley-Auenboden	270	120 - 320	5,39 - 6,31	0,02 - 0,38	6 - 16	Ut4 - Tu3
Meyenburg	Brackmarsch	220	60 - 340	4,24 - 6,14	0,84 - 19,95	10 - 20	Tu2 - Ut4
Neuhäuser Felde	schluffige Seemarsch	260	110 - 400	5,8 - 7,3	0,09 - 1,05	7 - 21	Sl3 - Tu3
Dinklage	Gley-Podsol	165	120 - 400	4,08 - 5,05	0,06 - 0,24	14 - 41	Su3 - S
Fuhrberg	Gley-Podsol	160	130 - 400	4,73 - 5,31	0,05 - 0,13	12 - 30	S - S
Oldendorf	Gley-Podsol	140	130 - 320	3,7 - 6,5	0,02 - 0,53	9 - 117	Su3 - S
Markhausen	podsoliger, vergleyter Tiefumbruchboden	155	160 - 300	4,15 - 5	0,04 - 3,62	15 - 111	Su2 - S
Storkow	Norm-Gley	60	80 - 300	4,69 - 7,26	0,03 - 0,58	17 - 135	S - S

¹ Institut für Bodenwissenschaft, Universität Göttingen ; ²Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Bodentechnologisches Institut Bremen

+178,2 * log(%C_{org}) - 1,3 * %Sand + 12,0 * %Ton (N = 37, R² = 0,72)

Sulfid-haltige Lehm Böden: log(DR_{pot}) = 3,5 - 0,018 * %C_{org} + 0,98 * log(%C_{org}) - 0,007 * %Sand - 0,014 * %Ton (N = 89, R² = 0,46).

Die Messwerte für DR_{pot} (Tab. 3) waren bei den Marsch- und Auenböden i.d.R. sehr hoch. Mit Ausnahme des vergleichsweise C_{org}-armen Pseudogley-Auenbodens (Bühren) lagen die Flächenmittelwerte zwischen 460 und 6500 µg N kg⁻¹ d⁻¹. Die Sandböden zeigten erheblich geringere Werte (36 bis 260 µg N kg⁻¹ d⁻¹). Der Vergleich gemessener und berechneter Werte der Einzelproben ergab eine unbefriedigende Übereinstimmung (Daten hier nicht gezeigt). Für die Flächenmittelwerte wurde jedoch bei den meisten Böden eine gute Übereinstimmung erzielt (Tab. 3). Das komplexe Modell 2 zeigte insgesamt die geringsten, das vergleichsweise einfache Modell 3 die höchsten Abweichungen. Alle Modelle erzielten eine insgesamt gute Anpassung für die Sandböden, jedoch eine starke Überschätzung für Bühren. Modell 3 weist zusätzlich deutliche Abweichungen für 4 Böden (Meyenburg, Neuhäuser Felde, Schladen, Storkow) auf. Dabei ist festzuhalten dass Fehlschätzungen dieser Größenordnung für die Böden hoher Aktivität tolerierbar sind, da diese i.d.R. einen vollständigen denitrifikativen Abbau der Nitratfracht erfahren. Bei den Böden mittlerer bis geringer Aktivität hingegen ist eine möglichst genaue Prognose anzustreben, da die Denitrifikationsintensität den Restnitratgehalt des Grundwassers nach Passage des jeweiligen Aquiferaabschnitts direkt beeinflusst.

Schlussfolgerungen

Mit dem komplexesten Prognosemodell wird für die meisten Böden eine gute Übereinstimmung von gemessenen und berechneten DR_{pot} erzielt. Das einfachste Modell ergibt für die Böden mit mittleren bis geringen DR_{pot} in fast allen Fällen eine zufriedenstellende Prognose. Es basiert auf wenigen Parametern, die sich Gelände qualitativ ansprechen lassen (Humosität, Bodenart, Sulfidgeruch) und ist folglich für die praktische Anwendung im Ingenieurwesen geeignet.

Ausblick

Die vorgestellten Daten stellen eine vorläufige Auswertung von einem Teil des gesamten Datensatzes dieses Forschungsprojekts dar. Von der Endauswertung wird eine deutliche Verbesserung der Prognosemodelle erwartet.

Literatur:

Well R, Höper H, Mehranfar O (2000): Field and laboratory studies to quantify actual and long-term denitrification potential in the saturated zone of hydromorphic soils of Northwest Germany. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 93, 108 - 111.

Well R, Augustin J & Meyer K (2001): *In situ* measurement of denitrification and N₂O production in the saturated zone of three Eutric Histosols and of a Mollic Gleysol. In: Broll G, Merbach W & Pfeiffer EM (Eds) Wetlands in central Europe. Soil organisms, soil ecological processes and trace gas emissions, Springer. pp165 - 176.

Tabelle 2: Pearson-Korrelationskoeffizienten der untersuchten Bodenparametern für alle Bodenproben (N = 283)

	DR _{pot}	C _{org}	Tiefe	Sand	Ton	pH	C/N	Sulfid
DR _{pot}	1,00							
C _{org}	0,60***	1,00						
Tiefe	0,08	-0,02	1,00					
Sand	-0,30***	-0,30***	0,54***	1,00				
Ton	0,45***	0,45***	-0,41***	-0,87***	1,00			
pH	0,02	-0,05	-0,41***	-0,67***	0,43***	1,00		
C/N	-0,12*	-0,06	0,30***	0,63***	-0,48***	-0,47***	1,00	
Sulfid	0,78***	0,78***	0,12*	-0,19**	0,35***	-0,10*	-0,05	1,00

*, **, ***: Signifikant (P < 0,05; 0,01; 0,001)

Tabelle 3: Flächenmittelwerte der gemessenen und berechneten potentiellen Denitrifikationsraten (DR_{pot}). Modell 1: lineare Regression, DR_{pot} = f(C_{org}, Bodenart, Sulfid, pH, C/N); Modell 2: polynomische Regression, DR_{pot} = f(C_{org}, Bodenart, Sulfid, pH, C/N); Modell 3: lineare Regression, DR_{pot} = f(C_{org}, Bodenart).

Fläche	Messwert µg N kg ⁻¹ d ⁻¹	berechnete Werte % vom Messwert		
		Modell 1	Modell 2	Modell 3
Aher Kämpe	1649	118	105	82
Schladen	475	124	124	163
Bühren	37	298	299	360
Meyenburg	6011	94	96	41
Neuhäuser Felde	637	94	90	52
Dinklage	36	126	129	109
Fuhrberg	103	56	94	114
Oldendorf	74	107	125	115
Markhausen	261	97	93	89
Storkow	64	145	127	195

Aktuelle Ansätze für die Klassifizierung und Regionalisierung von Waldzustandsdaten aus bundesweiten Inventuren -am Beispiel der atmosphärischen Deposition -

N. Wellbrock,¹ B. Wolff,³ W. Riek², B. Baritz³

1 Einleitung und Fragestellung

Im Rahmen des bundesweiten forstlichen Umweltmonitorings wurden von den Bundesländern umfangreiche Analysen zum Boden-, Ernährungs-, und Kronenzustand an insgesamt 1800 Erhebungspunkten einer repräsentativen Rasterstichprobe im Wald vorgenommen. Zusätzlich liegen für diese Punkte modellierte Wasserhaushalts- und Depositionsdaten vor. Ziel einer integrierenden Auswertung dieser Daten mit Hilfe multivariater und geostatistischer Verfahren ist die Darstellung von Wechselwirkungen und Beziehungsstrukturen durch simultane Analyse unterschiedlicher Waldzustandsindikatoren sowie das Ausweisen von Standorten mit ähnlichen Eigenschaften (Wellbrock et al. 2000). Diese Waldzustandstypen können den Waldzustand umfassender beurteilen. Die dargestellten Ergebnisse sollen die verwendeten statistischen Verfahren am Beispiel der atmosphärischen Deposition vorstellen.

2 Material und Methoden

Die Gesamtdositionsraten der Jahre 1989 bis 1995 ist die Summe aus nasser Deposition (Interpolationsverfahren nach Gauger et al. 1999) und trockener Deposition, die mit Hilfe des mikrometeorologischen Modells EDACS (Bleeker et al. 2000) ermittelt wurde. Zur Daten-komprimierung wurde zunächst eine **Faktorenanalyse** nach dem Hauptkomponentenverfahren durchgeführt, mit deren Hilfe das Depositionsgeschehen charakteri-

siert werden kann. Auf der Basis der gewonnenen Faktoren erfolgte eine Gruppierung der Standorte mittels **Clusteranalyse zu Depositionstypen**. Die so gewonnenen Typen zeichnen sich durch spezifische Merkmalsausprägungen aus und spiegeln die Belastungssituationen wider. Mit Hilfe der **Diskriminanzanalyse** wurden Trennfunktionen zwischen den Clustern des Jahres 1989 definiert, um für die folgenden Jahre eine Zuordnung auf Grundlage der ursprünglichen Typen vornehmen zu können.

3 Ergebnisse

3.1 Faktorenanalyse

Im Jahr 1989 weist $\text{SO}_x\text{-S}$ gemeinsam mit Calcium und potentieller Säure den höchsten Erklärungswert in bezug auf die Gesamtvarianz auf. $\text{NO}_x\text{-N}$ und Gesamtstickstoff sind als 3. Faktor vertreten und Stickstoffverbindungen aus landwirtschaftlichen Quellen erklären als Faktor 4 18 %. Die Bedeutung der Elemente für das Depositionsgeschehen verändert sich deutlich ab 1993. In diesem Jahr gehört oxidierter Stickstoff bereits zum Faktor 1 mit dem insgesamt höchsten Erklärungswert. 1995 gehören $\text{SO}_x\text{-S}$ und potentielle Säure nur noch zu Faktor 2. Die Bedeutung von reduzierten Stickstoffverbindungen weist keinen Trend in den untersuchten Jahren auf. Neben Schwefel vermindert sich auch der Erklärungswert meeresbürtiger Einträge an Natrium und Magnesium. Dies kann auch an unterschiedlichen Witterungsverhältnissen (Dauer und

¹ Fachhochschule Eberswalde, Fachgebiet Standorts- und Bodenkunde, Alfred-Möller-Str. 1, 16225 Eberswalde

² Fachhochschule und Landesforstanstalt Eberswalde

³ Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft Hamburg, BFH Eberswalde

Intensität der Westwinde) der untersuchten Jahre liegen.

3.2 Clusteranalyse

- Die Cluster weisen räumliche Muster auf.
- In allen untersuchten Jahren ergeben die meeresbürtigen Einträge, $\text{NH}_y\text{-N}$ -, $\text{SO}_x\text{-S}$ - sowie $\text{NO}_x\text{-N}$ betonte Standorte eigene Gruppen.
- Die mittleren Eintragsraten zeigen eine Abnahme der Belastung an potentieller Säure und Schwefel von 5871 auf 3853 $\text{mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bzw. von 3569 auf 1912 $\text{mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; für Stickstoffeinträge ist dieser Trend nicht eindeutig. Letztere sinken nur von 2366 auf 1947 $\text{mol}_c \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.
- Im nordwestdeutschen Tiefland zeigen die Ergebnisse eine Zunahme der $\text{NH}_y\text{-N}$ belasteten Waldstandorte; in Bayern dagegen eine Abnahme von 1989 bis 1995.
- Das Cluster, das durch meeresbürtige Einträge geprägt ist, schwankt je nach Witterungslage des jeweiligen Jahres.

3.3 Diskriminanzanalyse

- Bei der Diskriminanzanalyse konnten 78 % der Standorte des Jahres 1989 richtig zugeordnet werden, stickstoffbetonte Standorte sind unterrepräsentiert.
- Cluster 5 mit extrem hohen Einträgen an Schwefelverbindungen und potentieller Säure ist ab 1993 nicht mehr vorhanden.
- Cluster 2 mit hohen Einträgen an Schwefel und potentieller Säure nimmt ab 1993 deutlich ab.
- Cluster 3 mit hohen Stickstoffeinträgen weist keinen Trend auf.

4 Zusammenfassung und Schlußfolgerungen

- Die verwendeten statistischen Verfahren eignen sich zur Beschreibung des Depositionsgeschehens und seiner Veränderungen von 1989 bis 1995.
- In Folge von Luftreinhaltemaßnahmen und Stilllegungen vor allem in Ostdeutschland nach 1989 sind die Einträge an potentieller Säure, Schwefelverbindungen aus Industrie und Verkehr sowie kodeponierten Staubeinträgen wie Calcium oder Kalium deutlich zurückgegangen.
- Im Fall von Stickstoff zeigt sich keine deutliche Verbesserung der Belastungssituation.
- Relativ zu Schwefel hat also die Bedeutung von Stickstoff als Säurebildner und Nährstoff für Waldökosysteme zugenommen. Dies zeigen auch Untersuchungen zu Überschreitungen von Critical Loads in Deutschland.
- Eine Verknüpfung der untersuchten BZE/ (Level I)-Standorte mit Intensivmeßflächen (Level II) könnte die Auswirkungen der geschilderten Eintragungssituation auf Waldökosysteme näher beleuchten.

Literatur:

- BLEEKER A., DRAAJERS G.P.J., KLAP J.M. & VAN JAARVELD J.A. (2000): Deposition of acidifying components and base cations in Germany in the period 1987-1995. RIVM, report 722108027. Bilthoven. 124 S.
- GAUGER T., KÖBLE R. & SMIAITEK G. (1999): Kritische Luftschadstoff-Konzentrationen und -Eintragsraten sowie ihre Überschreitungen für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme. Endbericht zum Forschungsvorhaben 10601061 des Umweltbundesamtes: pp. 131.
- WELLBROCK, N. RIEK, W. WOLFF, B. (2000): Integrierende Auswertung bundesweiter Waldzustandsdaten. Zwischenbericht. II. Phase.

Modellierung des Schwefel-Haushaltes überwiegend landwirtschaftlich genutzter Trinkwasser-Einzugsgebiete

Willms, M¹., F. Eulenstein¹, K. C. Kersebaum², J. Olejnik¹ und A. Werner¹

1 Einleitung

Steigende Sulfatgehalte im Rohwasser sind in vielen Wasserwerken ein Problem. Nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie gilt für Trinkwasser ab 2003 ein Indikatorwert von 240 mg/l Sulfat. Dieser Indikatorwert bedeutet, dass ab der genannten Konzentration die Herkunft des Sulfates im Rohwasser geklärt werden muss. Ist die Herkunft anthropogen, muss der Sulfateintrag abgestellt werden. Bei geogener Herkunft gilt Grenzwert von 500 mg/l.

Im folgenden wird der Frage nachgegangen, ob und in welchem Maße die Landwirtschaft für erhöhte Sulfatgehalte im Rohwasser verantwortlich ist.

2 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet Mockritz liegt bei Torgau, nordöstlich von Leipzig. Das Gebiet gliedert sich in saalezeitliche Grundmoräne, saalezeitliche Sanderflächen und die Elbaue (holozän). Das Untersuchungsgebiet hat eine Fläche von 3.500 ha und wird vorwiegend landwirtschaftlich genutzt. Der Bestandesniederschlag liegt bei 586 mm pro Jahr.

3 Bilanzierung der landwirtschaftlichen S-Einträge

In der landwirtschaftlichen Flächennutzung überwiegt der Ackerbau, Grünland hat mit etwa 10 % Flächenanteil nur eine untergeordnete Bedeutung. Getreide wird auf mehr als der Hälfte der Fläche angebaut.

Für die Zeit von 1977-1989 und von 1995-2000 wurde eine Nährstoffbilanz für Schwefel berechnet. Für den erstgenannten Zeitraum konnten die Bewirtschaftungsmaßnahmen aufgrund betrieblicher Aufzeichnungen der ehemaligen LPG-Pflanzenproduktion in Zinna rekonstruiert werden. Die Daten für den zweiten Zeitraum wurden anhand von Ackerschlagkarten und weiteren betrieblichen Aufzeichnungen gewonnen. Die Bilanzen wurden auf der Basis von Betriebs-, Stall- und Schlagbilanzen berechnet. Unstimmigkeiten, die beim Vergleich der Bilanzen auftraten wurden im Gespräch mit den Landwirten geklärt und korrigiert.

4 Ergebnisse der Bilanzierung

4.1 S-Zufuhr

In Tab. 1 sind die durchschnittlichen S-Zufuhren im Untersuchungsgebiet nach Düngemitteln gruppiert. Die

größte S-Zufuhr erfolgte im Zeitraum 1977-1989 mit Ammonsulfat und Superphosphat. Im Zeitraum 1995-2000 sind N-S-Dünger und Mehrnährstoffdünger mit S fast nur im Jahr 2000 eingesetzt worden.

Tab 1: S-Zufuhr je Durchschnittshektar und Jahr im Untersuchungsgebiet nach Düngergruppen (Auswahl)

Dünger	S-Konzentration	S-Eintrag 1977-1989	S-Eintrag 1995-2000
	%	kg/ha	kg/ha
N-S-Dünger	24	26	0,8
Superphosphat	12	19	1
40er Kali/Kamex	4	1	0,1
Mehrnährstoffdünger mit S	2-10	0	0,3
Beregnung	0,004	8	0
Stallmist	0,1	4	2
Hühnertrockenkot	0,27	0	0,3

Wie Tab. 3 zu entnehmen ist, lag die S-Zufuhr im Zeitraum 1977-1989 10 Mal so hoch wie im Folgezeitraum. Die atmosphärische Deposition lag in dieser Zeit bei etwa 50 kg/ha und Jahr.

Für die Zeit 1995-2000 liegt die S-Zufuhr im Durchschnitt bei 6 kg/ha. In der Zeit vor 2000 wurde der S-Düngung keine Aufmerksamkeit geschenkt. Sie erfolgte daher nicht gezielt, sondern über Düngemittel, die S als Beimischung enthalten. Da aufgrund von S-Mangelsymptomen im Jahr 2000 bewusst Schwefel gedüngt wurde, liegt die S-Zufuhr für dieses Jahr 1/3 über dem Durchschnitt. Die S-Deposition ist in diesem Zeitraum von 11 auf 5 kg·ha⁻¹·a⁻¹ gesunken.

4.2 S-Abfuhren

Für ausgewählte Kulturen ist die durchschnittliche S-Abfuhr in Tab. 2 dargestellt. Die S-Konzentrationen im Erntegut sind durch eigene Messungen erhoben worden. Sie zeigen eine gute Übereinstimmung mit den von VARO ET AL. [1980], SILANPÄÄ & JANNSON [1991] gemessenen Werten. Kulturen mit hohen S-Abfuhren sind Raps, gefolgt von Silomais und Grünfütter. Wird bei Weizen das Stroh mit abgefahren, so erhöht sich die Abfuhr um 4-5 kg·ha⁻¹·a⁻¹.

Wie Tab. 3 zeigt, liegt die S-Abfuhr für den Zeitraum 1977-1989 um 1/3 über dem des Folgezeitraumes. Das ist

¹ Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung (ZALF), Institut für Landnutzungssysteme und Landschaftsökologie, Eberswalder Str. 84, 15374 Müncheberg, mwillms@zalf.de

² Zentrum für Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung, Institut für Landschaftssystemanalyse

damit begründet, dass Stroh und Rübenblatt vollständig abgefahren wurden. Zusätzlich wurden Zwischenfrüchte angebaut und geerntet.

Tab. 2: S-Gehalte, Erträge und S-Abfuhr

Kultur	TM	S-Gehalt	Ertrag	S-Abfuhr
	%	%	dt/ha	kg/ha
Raps	91	0,39	29	11
Weizen	86	0,12	63	8
Silomais	28	0,028	397	11
Mähweide	100	0,14	69	10
Luzernegras	20	0,03	310	9
Zuckerrüben	22	0,009	468	4
Grünroggen	15	0,035	150	5
Erbsen	86	0,15	33	5

4.3 Salden

Für den Zeitraum 1995-2000 ergibt sich ein negativer S-Saldo aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung (Tab. 3). Damit kommt der landwirtschaftlichen Flächennutzung eine Filterfunktion für die atmosphärische Deposition zu.

Für die Zeit von 1977-1989 lag die S-Zufuhr erheblich über der Abfuhr. Unter Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition betrug der jährliche Überschuss etwa 100 kg/ha.

Tab. 3: Untersuchungsgebiet Mockritz: S-Zufuhr, S-Abfuhr und S-Saldo

Zeitraum	Zufuhr	Abfuhr	Saldo	atm. Deposition
	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha
1995-2000	6	8	-2	8
1977-1989	60	12	48	50

Fazit: Für den Zeitraum 1977-1989 ist eine S-Akkumulation im Boden und eine S-Auswaschung in das Grundwasser zu erwarten. Für die landwirtschaftliche Flächennutzung 1995-2000 sind wegen des ausgeglichenen Saldos Auswaschungen nicht oder nur lokal auf kleinen Flächen zu erwarten.

5 Modellierung

Die Modellierung des S-Austrages wurde mit dem Modell SULFONIE durchgeführt. Dabei handelt es sich um eine Weiterentwicklung des von KERSEBAUM [1995] entwickelten N-Austragsmodelles HERMES. Das Modell arbeitet in einer Auflösung von 1 Tag und im Boden mit einer Diskretisierung von 1 dm. Der durchwurzelte Raum wird bis in eine Tiefe von 2 m berücksichtigt. Das Modell

bildet dabei folgende Prozesse ab: Bodenwasserhaushalt, S-Aufnahme durch die Kulturen und Abfuhr mit dem Erntegut, S-Mineralisation.

Das Bodenwasserhaushaltsmodul beruht auf einem kapazitiven Ansatz und berücksichtigt FK, nFK und berechnet aus den Wetterdaten und der Landnutzung die potentielle und aktuelle Evaporation sowie die Sickerwassermenge. Für den Schwefelvorrat im Boden werden drei verschiedenen Pools berücksichtigt: mineralisch vorliegender Schwefel (SO₄), schnell verfügbarer und langsam verfügbarer organisch gebundener Schwefel.

Die Modellierung für den Zeitraum 1977-1989 ergab eine durchschnittliche Sickerwasserspense von 151 mm (Tab. 4). Die anschließende Periode von 1995-2000 war etwas niederschlagsärmer, so dass die Sickerwasserspense im Durchschnitt nur 113 mm betrug. Der Mittelwert des modellierten S-Austrages für den Durchschnittshektar des Untersuchungsgebietes beträgt für die erste Periode 62 kg·ha⁻¹·a⁻¹; für die zweite Periode beträgt er nur 49 kg·ha⁻¹·a⁻¹. Der relativ hohe Austrag in der zweiten Periode, trotz geringerer landwirtschaftsbedingter Einträge, hat seine Ursachen in den auf bindigen Böden weiterhin hohen S-Gehalten der Böden. Da in der zweiten Periode die Sickerwassermenge geringer ist, ergeben sich bei der SO₄-Konzentration im Sickerwasser trotz erheblicher Unterschiede im S-Eintrag kaum Unterschiede zwischen beiden Perioden.

Tab. 4: Modellierung einiger Größen als Mittelwert des gesamten Untersuchungsgebietes für die Zeit von 1977-1989 und von 1995-2000

Parameter	1977-1989	1995-2000
Bestandesniederschlag [mm]	599	556
Sickerwasser [mm]	151	113
aktuelle Verdunstung [mm]	451	464
S-Austrag [kg/ha]	62	49
SO ₄ ²⁻ -Konzentration im Sickerwasser [mg/l]	124	119

6 Literatur

- KERSEBAUM [1995]: Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics, Ecological modelling 81, 145-156.
- SILLANPÄÄ, M., JANNSON, H. [1991]: Cadmium and sulphur contents of different plant species grown side by side, Annales Agriculturae Fenniae 30 (3); S. 407 - 413.
- VARO, P. M. NUURTAMO, E. SAARI, P. KOIVISTOINEN [1980]: Mineral Element Composition of Finnish Foods, III. Annual Variation in the Mineral Element Composition of Cereal Grains, Acta agriculturae Scandinavica, 22, S. 27 - 35.

Bewertung der Wasser- und Winderosion am Beispiel eines Einzugsgebietes

B. Winnige, M. Frielinghaus, R. Funk

1 PROBLEMSTELLUNG

Ackerbau in erosionsgefährdeten Lagen hat langfristig nur in Verbindung mit geeigneten Schutzmaßnahmen Erfolg, da sonst nach und nach die Bodenqualität abnimmt und Umweltschäden entstehen. Ziel ist die Vorsorge gegen Bodenerosion. Der Landwirt muss seinen Boden so bewirtschaften, das er den Anforderungen der guten fachlichen Praxis nach § 17 des Bundesbodenschutzgesetzes entspricht.

Grundlage aller Entscheidungen zum praktischen Bodenschutz vor Erosion ist eine möglichst genaue Bewertung der tatsächlichen Risiken. Dazu muss die Bodenerosion regionsspezifisch bewertet werden.

Am Beispiel des Batzlower Mühlenfließes, eines sowohl wasser- als auch winderosionsgefährdeten Einzugsgebietes, erfolgte die schrittweise Indikation der Bodenerosion als Grundlage für die Ableitung schlagspezifischer erosionsvermindernder Schutzmaßnahmen.

2 UNTERSUCHUNGSGBIET

Das Batzlower Mühlenfließ, befindet sich im Osten Brandenburgs und wurde hauptsächlich durch die Weichselvereisung im Brandenburger Stadium vor 25.000 Jahren geformt.

Das westliche Gebiet ist durch eine hügelig wellige Grundmoränenlandschaft geprägt, in die mehrere kleine Seen und Mulden eingesenkt sind. Es herrschen Sande und lehmige Sande vor. Hier besteht ein Risiko durch *Wassererosion*.

Der östliche Teil ist eine großflächig ebene Fläche mit einem durch Meliorationsmaßnahmen abgesenkten Grundwasserspiegel, was zu einer Destabilisierung der Bodenoberfläche geführt hat. Die Böden im Randbereich der Oderniederung sind in diesem niederschlagsarmen Gebiet (470 mm Jahresniederschlag) durch *Winderosion* bedroht.

Die Böden sind durch mehr als 250 jährige land- und forstwirtschaftliche Nutzung stark beeinflusst worden. Folgen sind großflächige Bodenverdichtungen in Kombination mit lokaler Humusverarmung sowie Strukturschäden und dadurch die Zunahme der Wasser- und Winderosion. Diese erosionsbedingten negativen Beeinträchtigungen des Landschaftshaushaltes erfordern präventive Maßnahmen und Schutzkonzepte.

3 INDIKATIONSSCHRITTE

Der erste Schritt ist die Abschätzung der potenziellen Erosionsgefährdung (Wassererosion, Winderosion)

(Abb. 1, I). Sie hängt von der naturräumlichen Ausstattung des Standortes ab (Bodenzusammensetzung, Hangneigung, klimatischer Lage usw.). Die Einstufung erfolgt einmalig auf der Basis vorhandener Datenbanken. Für das Untersuchungsgebiet erfolgte die Bestimmung der potenziellen Wassererosionsgefährdung durch die Verknüpfung der Bodenartengruppen der Bodenschätzung (1 : 10 000) mit den Hangneigungsgruppen der Hangneigungskarten nach FLEGEL (1 : 10 000). Die potenzielle Winderosionsgefährdung wurde durch die Verknüpfung des Substratflächen- und des Hydromorphieflächentypes der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (1 : 25 000) ermittelt. Für das Einzugsgebiet des Batzlower Mühlenfließes konnte somit die flächenhafte potenzielle Bodenerosionsgefährdung dargestellt werden.

Um die flächenhafte Wassererosionsgefährdung zu präzisieren, wurden im nächsten Schritt die potenziellen linearen Erosionspfade bewertet (Abb. 1, II). Der Oberflächenabfluss folgt bestimmten Pfaden (Talwege), die sich aus der Oberflächenmorphologie ergeben. Die Bestimmung der Talwege erfolgte auf der Basis von großmaßstäbigen Topographischen Karten bzw. eines digitalen Höhenmodellen. Es wurde dabei davon ausgegangen, dass die Richtung des Erosionsprozesses in erster Näherung mit dem Abflussprozess des Wassers übereinstimmt. Das Ergebnis ist eine Karte mit den potenziellen linearen Erosionsschwerpunkten.

Zur Präzisierung der potenziellen Winderosionsgefährdung wurde die Windoffenheit für das Untersuchungsgebiet eingeschätzt. Grundlage hierfür war die Biotoptypen- und Landnutzungskartierung für das Land Brandenburg. Hierin sind alle flächen- und linienhaften Landschaftselemente enthalten. Anschließend erfolgte die Einschätzung der Windschutzwirkung der vorhandenen Elemente. Die Wirksamkeit einer Hecke ergibt sich aus ihrer Höhe und Ausrichtung zu den vorherrschenden Windrichtungen. Jedem Element wurde entsprechend seiner Beschreibung in der Kartierung eine Höhe zugeordnet. Weiterhin wurde die Lage der Landschaftselemente zu den häufigsten Windrichtungen betrachtet. Für jede Windrichtung wurde der Schutzbereich vor und hinter jedem Landschaftselement berechnet und dargestellt (Schutzbereich vor jedem Element entspricht dem 5fachen der Höhe, Schutzbereich hinter jedem Element entspricht dem 25fachen der Höhe). Der Einfluss der einzelnen Windrichtungen ergab sich aus der Relation der Häufigkeit dieser Richtung zu allen Winden über 8 m/s.

Nicht alle potenziell gefährdeten Standorte müssen tatsächlich ein hohes Erosionsrisiko aufweisen. Erst

die Nutzung und Bewirtschaftung gibt den Ausschlag, ob ein Standort tatsächlich gefährdet ist. Der nächste Schritt ist daher die Bewertung des Nutzungsrisikos. Zunächst wurde die langfristige Nutzung (Wald-, Grünland- und Ackerverteilung) aus Luftbildern bzw. Topographischen Karten bestimmt (Abb. 1, III). Zur Bewertung der mittelfristigen Wirkung der Landnutzung erfolgte die Aufnahme der angebauten Fruchtarten und die Einschätzung ihrer Schutzwirkung (Abb. 1, IV). Als Indikator wurde die Bodenbedeckung herangezogen. Grundlage war ein Bewertungsschema von FRIELINGHAUS (MULR, 2001), dass auf langjährigen Feldversuchen und Schadenskartierungen beruht.

Aus der potenziellen Gefährdung und dem Nutzungsrisiko (Tab. 1) ergibt sich die tatsächliche Gefährdung (Abb. 1, V), auf deren Grundlage der Landwirt

beurteilen kann, ob seine Wirtschaftsweise dem Grundsatz der guten fachlichen Praxis entspricht und entsprechend der ausgewiesenen Risikostufe schlagbezogen erosionsvermindernde Maßnahmen einleiten kann (Abb. 1, IX).

Tab. 1: Bestimmung der tatsächlichen Bodenerosionsgefährdung

Bestimmung des Standortes (potenzielle Bodenerosionsgefährdung)	Bewertung der Bodennutzung (Nutzungsrisiko)		
	niedrig	mittel	hoch
niedrig	niedrig	niedrig	mittel
mittel	niedrig	mittel	hoch
hoch	mittel	hoch	hoch

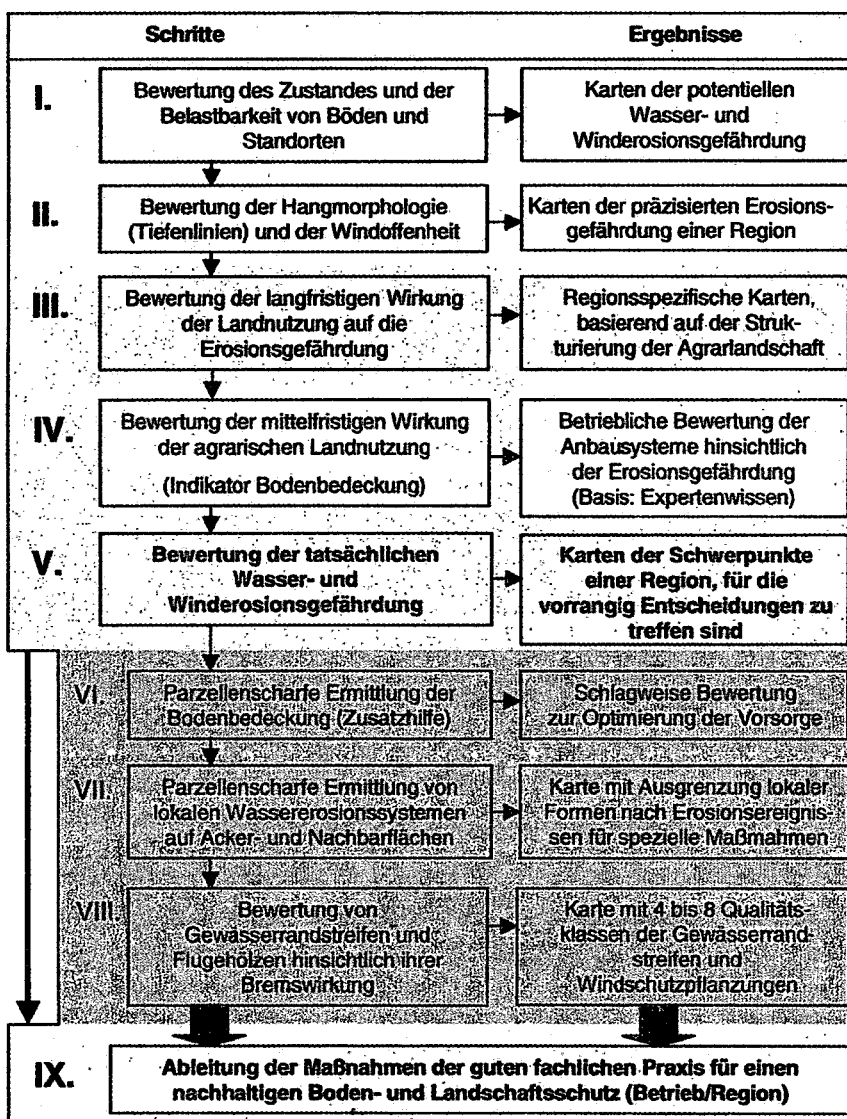


Abb. 1: Arbeitsschritte zur Bewertung der potenziellen und tatsächlichen Wasser- und Winderosionsgefährdung zur Ableitung von Schutzkonzepten

Literatur:

BMVEL (2001): Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion (im Druck).

MULR (2001): Informationsheft zum landwirtschaftlichen Bodenschutz im Land Brandenburg. -Gute fachliche Praxis- Teil Bodenerosion. (im Druck).

Bodendegradierung durch Wassererosion in Abhängigkeit von der Landnutzung in Benin (Westafrika)

-Vorstellung der Geländemethoden-

Brigitta Wolf, Birte Junge und Armin Skowronek

Einleitung

Die Untersuchungen erfolgen im Intergrativen Management-Projekt für einen Effizienten und Tragfähigen Umgang mit Süßwasser in Westafrika (IMPETUS). Innerhalb des Teilprojektes A2 "Bodenwasserdynamik, Oberflächenabfluß, Grundwasserneubildung und Bodendegradation auf der lokalen und regionalen Skala" soll auch die Bodenerosion durch Wasser im oberen Ouémé-Einzugsgebiet/Benin dargestellt werden.

Ziel ist es, die bodenerosive Wirkung verschiedener landwirtschaftlicher Kulturen und Fruchtfolgen in der Feuchtsavanne Nordbenins zu quantifizieren und zu bewerten. Dazu werden Intensität und Ausmaß der agrarischen Bodennutzung in einer digitalen Karte erfaßt sowie Art und Umfang der Bodendegradation auf repräsentativen Ackerflächen mit verschiedenen Methoden ermittelt.

Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen zur Bodenerosion werden im Einzugsgebiet des Flusses Aguima, einem Nebenfluß des Ouémé, durchgeführt (9°6'N, 1°56'E).

Das Klima ist tropisch-wechselfeucht (Aw nach Köppen/ Geiger, V₂ nach Troll/Paffen). Die Regenzeit reicht von Mai bis Oktober, durchschnittlich fallen 1242 mm Niederschlag. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 26°C.

Die (potentielle) natürliche Vegetation besteht aus einem Wald-Savanne-Mosaik mit eingestreuten Galeriewäldern. Nach ADJANOHOUN et al. (1989) gehört sie zur nördlichen Guinea-Zone.

Die Landschaft ist durch flache, gestreckte Hänge, Inselberge und Muldentäler, sog. Basfonds, gekennzeichnet (Pediplain-Relief).

Die Landwirtschaft entspricht einer Brache-wechselwirtschaft. Hauptsächlich werden Baumwolle, Mais, Yams, Erdnuß, Bohne und Maniok angebaut. Während der Trockenzeit wird durch Brandrodung neue landwirtschaftliche Anbaufläche gewonnen.

Methoden

Landnutzung

Zur Erfassung der Bodennutzungsdaten sind die Bauern bezüglich Anbaumethoden, Art und Umfang

der angebauten Kulturen, Fruchtfolge, räumliche Verteilung und Art der Erosionserscheinungen befragt worden.

Landwirtschaftliche Flächen im Umfeld der Erosionsmeßstandorte wurden mittels GPS-Gerät vermessen, um digitale Landnutzungskarten zu erstellen.

Erosionsmessungen

Während des Feldaufenthaltes in Benin (März, April 2001) wurden verschiedene Methoden zur Messung des Bodenabtrags im Gelände angewandt.

Für *punktuellen Messungen* wurden Erosionsmeßparzellen angelegt. Zu Beginn der Regenzeit sind 6 Freilandparzellen mit je einer Wiederholung sowohl auf Ackerflächen als auch in der landwirtschaftlich nicht genutzten Savanne installiert worden. Die Parzellen sind 10 m lang, 1,6 m breit und in Richtung des Gefälles an Hängen angelegt worden. Der Oberflächenabfluß und das darin mitgeführte Bodenmaterial werden am unteren Ende in einer überdachten Tonnen aufgefangen. Die Messungen des Abflusses und des Abtrags erfolgen nach jedem Niederschlag. Die Flächen innerhalb der Parzellenabgrenzung werden wie die umgebenden Areale bewirtschaftet.

Quasiflächenhafte Messungen werden mit Hilfe von Sediment-Fangkästen (0,5 * 0,3 * 0,1 m) durchgeführt. Diese Methode dient ausschließlich der Sammlung des im Oberflächenabfluß mitgeführten Sediments. Der Abfluß gelangt durch die perforierte Rückwand des Fangkastens wieder in die Umgebung. An den Seiten der Fangkästen sind Fangarme montiert, deren Länge zusammen mit der Kastenbreite und der Hanglänge die Größe des Einzugsgebietes bestimmt. Die Fangkästen wurden am unteren Ende zwischen Hügeln bzw. Reihen eines Yams- und eines Baumwollfeldes installiert. Die Messungen des Abtrags erfolgen nach jedem Niederschlag.

Eine weitere Methode zur quasiflächenhaften Messung bilden die Erosionsmeßstäbe (30 cm Länge). Die Untersuchungshänge sind im Abstand von 25 Metern mit 2 Wiederholungen abgesteckt worden. Die Abmessung der Stäbe erfolgt alle 14 Tage.

Die Durchführung von *flächenhaften Messungen* erfolgte anhand der komplexen Schadenskartierung. Erosions- und Akkumulations-

erscheinungen wurden vermessen, beschrieben und kartographisch erfasst.

Ergebnisse

Landnutzung

Folgende Fruchtfolgen werden angebaut:

- Yams – Kürbis – Mais – Erdnuß - Baumwolle
- Yams - Baumwolle - Mais - Sorghum - Manioc
- Yams – Mais – Erdnuß – Mais - Bohne

Yams (*Discorea rotundata*), eine zur Subsistenz angebaute Kultur, bildet in der Regel das erste Glied in der Fruchtfolge. Cashew (*Anacardia occidentale*) wird ebenfalls direkt nach Urbarmachung der Felder gepflanzt und bleibt während der gesamten Fruchtfolge erhalten, da die anfangs sehr kleinwüchsigen Bäume den Anbau anderer Kulturen nicht beeinträchtigen. Ein Cashewbaum bringt circa 20 Jahre wirtschaftliche Erträge. (mdl. Mittgn. Chabi, Emmanuel 2001)

Die Bodenbearbeitung erfolgt ausschließlich mit der Hacke. Yams wird auf Erdhügeln angepflanzt. Diese Anbaumethode ermöglicht eine einfache Ernte (nur Knolle wird entnommen; Rest bleibt zur vegetativen Knollenvermehrung in der Erde) und verhindert das Austrocknen der Pflanze. Mais, Baumwolle, Erdnuß, Piment und Kürbis werden auf Dämmen angebaut. Lediglich beim Anbau von Baumwolle werden Pflanzenschutzmaßnahmen getroffen. Verwendete Pflanzenschutzmittel sind chlorierte Kohlenwasserstoffe (Endosulfane) und synthetische Pyrethroide.

Ein befragter Haushalt umfaßt 18 bis 23 Personen und besitzt ca. 10 ha. Die Befragungen haben ergeben, daß pro Haushalt jährlich 1 bis 2 ha neue landwirtschaftliche Anbaufläche durch Brandrodung gewonnen werden.

Erosionsmessungen

Im Folgenden sind erste Ergebnisse der Methode Fangkasten dargestellt.

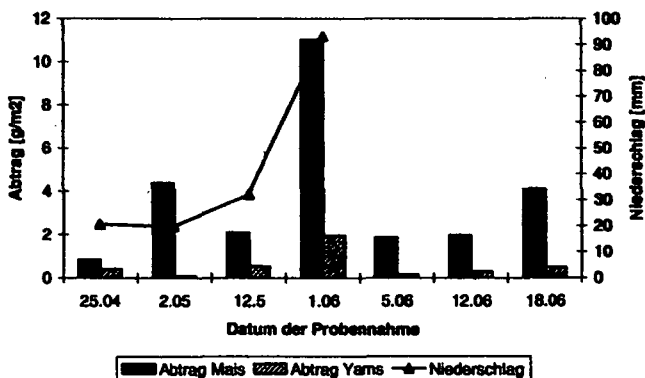


Abb.1: Bodenabträge in Mais und Yams.

Die beiden Ackerstandorte entsprechen sich hinsichtlich der Parameter Bodentyp und Hangneigungsklasse.

Die erodierte Sedimentmenge zeigt einen gewissen Zusammenhang mit der Niederschlagsmenge (Daten derzeit nur bis 01/06/2001 verfügbar). Im Zeitraum von Ende April bis Mitte Juni sind wesentlich höhere Abträge in der Reihenkultur Mais zu verzeichnen als bei Yams.

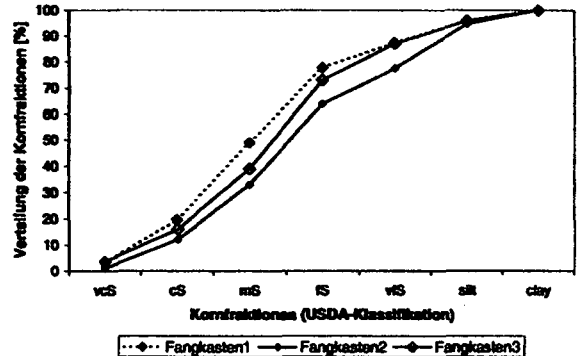


Abb.2: Korngrößenverteilung der Abtragungssedimente

Die Korngrößenverteilung des Abtrags macht deutlich, daß vorrangig Mittelsand (mS) erodiert wurde. Der Anteil an Schluff (silt) und Ton (clay) ist entsprechend der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Bodenart (SL) relativ gering.

Fazit

Erste Ergebnisse zeigen, daß mit den angewandten Meßverfahren der Bodenabtrag auf verschiedenen Maßstabsebenen erfaßt werden kann.

Die Gegenüberstellung der gemessenen Abträge verdeutlicht, daß der in Reihenkultur und hangparallel angebaute Mais die Bodenerosion durch Wasser wohl am stärksten fördert.

Danksagung

Wir danken dem BMBF, dem MSWF-NRW und der Universität Bonn für die Förderung im IMPETUS.

Literatur

ADJANOHOUN, E.J. et al. (1989): Contribution aux études botaniques et floristiques en république populaire du Bénin. - Paris, 895 S.

Iron oxide mineralogy of a semi-arid wetland

K. AUERSWALD¹⁾, J. FRIEDL²⁾, I. LITAOR³⁾, H. STANJEK⁴⁾

The Problem

The Hula valley (175 km² in size) is a former peat area along the Jordan River, which has become an important agricultural region in Northern Israel after its drainage in the 50s. It is situated upstream of Lake Kinneret, Israel's largest reserve of potable water. The potential input of phosphorus to drainage ways by agriculture could induce eutrophication of Lake Kinneret. Hence, we studied the nature and content of iron oxides which serve as major phosphorus adsorbents in peat soils.

Methods

After a soil survey (Litaor et al. 2001 a), samples from 4 representative locations taken to a depth down to 1 m were analyzed for Fe mineralogy using quantitative color measurement with a Minolta chromameter CR-300, magnetic susceptibility with a Bartington Magnetic susceptibility meter MS2, Moessbauer spectroscopy at room temperature and at 4.2 K, XRD and chemical treatments.

Results

Moessbauer spectroscopy indicated that the main iron oxide constituent (> 85%) in the upper 40 cm was magnetite (Fe^{II}Fe^{III}₂O₄) and not maghemite (γ -Fe₂O₃) as commonly found in peat soils subject to fire (Taylor & Schwertmann 1974). In deeper soil horizons ferrihydrite prevailed, presumably formed after reductive dissolution of other oxides during stages of high ground water level.

Moessbauer spectroscopy and magnetic susceptibility yielded similar estimates of magnetite content (Fig. 1). Susceptibility was hence used on a wider sample set and for the analysis of fractions after different treatments.

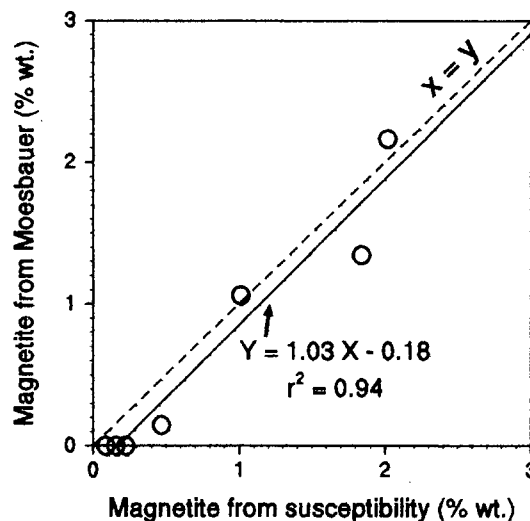


Fig. 1: Magnetite content from soil samples as estimated from susceptibility measurement and by Moessbauer spectroscopy

While the Moessbauer data still left some doubt about the existence of some maghemite, the color did not correlate with the magnetic phase ($r^2=0.00, 0.15$ and 0.03 for L^* , a^* and b^* respectively with $n=14$), whereas a^* and the reddish colored hematite correlated well ($r^2=0.58$ for $n=7$) despite a lower hematite concentration than that of the ferrimagnetic fraction. This lacking correlation can be expected if the ferrimagnetic fraction is the essentially black magnetite (L 23.2, a^* -0.3, b^* -0.6) but not if it would be a colored maghemite (Scheinost & Schwertmann, 1999).

Magnetite may originate in principle from the lithosphere (mafic rocks) or it may be formed in soil. A basaltic origin of the magnetite is unlikely due to the wide Fe:Ti ratio ($Fe_d:Ti_d = 95$; $Fe_{magnetite}:Ti_d = 56$) and the lack of amphiboles (feldspars only in traces) as indicated from XRD analyses.

The magnetite content decreased sharply below 40 cm due to reduction (typical Eh at that depth: -220 mV). The magnetite at greater depth is restricted to the coarse-sand size fraction (resembling sintered material from conflagration) presumably because of the reductive dissolution in the finer fractions.

1) Lehrstuhl für Grünlandlehre, Wissenschaftszentrum Weihenstephan
auerswald@wzw.tum.de

2) Now: MAN-Technologie AG, Augsburg

3) Tel-Hai College, Upper Galilee

4) Lehrstuhl für Bodenkunde, Wissenschaftszentrum Weihenstephan

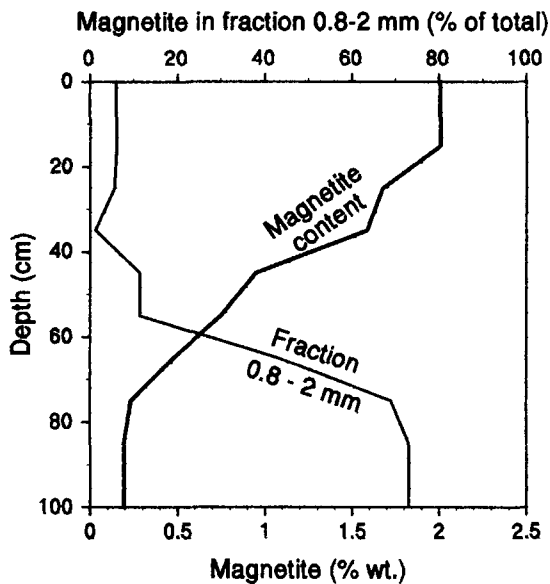


Fig. 2: Magnetite vs. depth (from susceptibility and averaged of 4 profiles) and contribution of the coarse-sand fraction (8.0-2 mm) to total magnetite content

Interpretation

The formation of magnetite by natural burning events has been hypothesized by Le Borgne (1960) but not yet proven (Stanjek 2000). Other studies of soils subjected to bush or peat fires identified maghemite (e.g., Schwertmann & Heinemann 1959; Taylor & Schwertmann 1974; Stanjek 1987; Ketterings et al. 2000).

We postulate that during the long-lasting internal conflagration of the Hula soils, temperatures $>250\text{ }^{\circ}\text{C}$ developed at depths where the diffusion of oxygen was limited enough for both ferric and ferrous ions to co-exist. This is different to other studies, which dealt with soils after bush fires or relatively short-term fires close to the surface. It agrees with the early finding of Forrestier & Galand (1931) who heated maghemite and organic matter under vacuum and formed magnetite. Campbell et al. (1997) heated ferrihydrite together with increasing amounts of organic matter and produced magnetite when the reductant was present in excess while maghemite dominated where it was consumed; without any reductant hematite was formed.

Conclusions

We consider this to be the first documentation of magnetite as a result of conflagration. Laboratory experiments had earlier indicated its formation under certain conditions (high temperatures and restricted oxygen supply). These

conditions likely were met in the Hula valley by fires lasting for months at a depth which restricted oxygen supply.

For details see Litaor et al., 2001 a and b.

References

- Campbell AS, Schwertmann U, Campbell PA 1997. Formation of cubic phases on heating of ferrihydrite. *Clay Min.* 32:615-622
- Forrestier H, Galand M 1931. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences, Paris*, 193, 733.
- Ketterings QM, Bigham JM, Laperche V. 2000. Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1108-1117.
- Le Borgne E. 1960. Influence du feu sur les proprietes magnetique du sol de granite. *Annales de Geophysique* 16:159-195.
- Litaor MI, Auerswald K, Reichmann O, Nishri A, Shenker M. 2001 a. The soils of the Hula Valley: Classification and genesis. In: Gophen M (ed.): *The Hula book*. Kluwer, Amsterdam (in press)
- Litaor MI, Reichmann O, Nishri A, Auerswald K, Shenker M. 2001 b. The geochemistry of phosphorus in the Histosols of the Hula Valley, Israel. In: Gophen M (ed.): *The Hula book*. Kluwer, Amsterdam (in press)
- Scheinost AC, Schwertmann U. 1999. Color identification of iron oxides and hydroxysulfates: use and limitations. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1463-1471
- Schwertmann U, Heinemann B. 1959. On the occurrence and formation of maghemite in soils of northwestern Germany. *Neues Jb. Mineral.* 174:181-190.
- Schwertmann U, Taylor RM. 1989. Iron Oxides. In: Dixon JB, Weed SB (eds). *Minerals in soil environments*. p. 379-438.
- Stanjek H. 1987. The formation of maghemite and hematite from lepidocrocite and goethite in a Cambisol from Corsica. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 150:314-318.
- Stanjek H. 2000. Formation of ferrimagnetic minerals in soils. *Habilitation Thesis*. Techn. Univ. München, 166 p.
- Taylor RM, Schwertmann U. 1974. Maghemite in soils and its origin. I. Properties and observations on soil maghemites. *Clay. Min.* 10:289-298.

Ökologische Bewertung des Verhaltens granitischer Geschiebe bei der Verwitterung

Stefan Dultz und Andrea Hartmann

Einleitung

Die Abschätzung der Nährelementfreisetzung und Protonenpufferung in Waldböden stellt in der Ökosystemforschung ein viel diskutiertes Problem dar. Aus der Kenntnis des mineralogischen Stoffbestandes können Fragen nach der Höhe und langfristigen Aufrechterhaltung dieser Parameter beantwortet werden. Die Skelettfraktion wird bei solchen Untersuchungen häufig nur auf Böden aus Festgestein berücksichtigt (CORTI et al., 1998; DEUTSCHMANN & LUDWIG, 2000; KEILEN et al., 1976). Ziel dieser Untersuchung ist es den verwitterungsbedingten Umsatz der >2 mm Fraktion für die relativ skelettarmen Waldböden aus Geschiebedecksand und Geschiebemergel NW-Deutschlands näher zu kennzeichnen.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden an granitischen Geschieben, die einer Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand und einer Parabraunerde aus Geschiebemergel entnommen wurden, durchgeführt. Die mineralogische Zusammensetzung, das Gefüge und der Verwitterungsgrad wurde mittels Dünnschliffmikroskopie untersucht. Bestimmungen des Porenvolumens und der leicht nachlieferbaren Elementmengen (Extraktion mit 1 M HCl bei 50°C) wurden zur Kennzeichnung der Beteiligung der Gesteine an Stoffaustauschvorgängen mit der Bodenlösung herangezogen. Eine quantitative Betrachtung der Umsetzungen wurde mit Hilfe von Stoffvorratsbilanzen des Feinbodens vorgenommen.

Ergebnisse

Der Skelettgehalt des Gesamtböden beträgt ca. 4-6 %. Die Gesteinsstücke im Skelett bestehen aus den verschiedensten Geschieben, die magmatisch, metamorph oder auch sedimentär entstanden sein können (SMED, 1994). Granite und Gneise weisen mit einem Anteil von ca. 40 % relativ hohe Anteile am Skelett auf. Das eine Steinsohle zwischen den Al- und Bt-Horizonten bzw. am Übergang vom Geschiebedecksand zum Geschiebelehm bildende Skelett wurde von der Bilanz aufgrund seiner inhomogenen Verteilung im Profil ausgenommen. Bei der Beprobung konnten im Zerfall befindliche Geschiebe festgestellt werden. Das Porenvolumen grob- und feinkörniger granitischer Geschiebe beträgt 3-9 Vol.% und entspricht dem tektonisch beanspruchter Granite (PRESS & SIEVER, 1995). Der Anteil silicatreicher Geschiebe ist in jungpleistozänem Geschiebemergel höher als in den Sedimenten älterer eiszeitlicher Stadien. Die unterschiedlichen Verhältnisse gehen auch aus der 1000-2000 μm Fraktion hervor (DULTZ, 2001), deren Feldspatgehalt ca. 40 % bzw. ca. 20 % beträgt. Diese Feldspatanteile werden von den Fraktionen >2 mm übertroffen. Ca. 10-20 % des in den Böden vorhandenen Feldspats ist in der Skelettfraktion lokalisiert.

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

Aus den *dünnschliffmikroskopischen Untersuchungen* geht hervor, daß in den Gesteinsstücken teilweise auch relativ verwitterungslabile Minerale wie Plagioklas, Biotit, Chlorit und Hornblende enthalten sind, die erhalten bleiben können, wenn sie gemeinsam mit verwitterungsstabilen Mineralen auftreten (MADSEN & NØRNBERG, 1995). Plagioklase sind, häufig schon makroskopisch erkennbar, milchig trüb, hervorgerufen durch Mikroporen, Umkristallite und Bruchflächen (WORDON et al., 1990). Diese können bereits in der Hydrothermalphase des sich abkühlenden Granitkörpers entstanden sein, aber auch durch Saproolithisierung des Gesteins. Auch in Alkalifeldspäten sind Mikroporen ausgebildet. Feldspäte des Feinbodens weisen in wesentlich geringerem Ausmaß solche Strukturen auf. Toncutane an Rißwandungen weisen darauf hin, daß auch in den Geschieben Wege für schnell bewegliches Sickerwasser vorhanden sind. Neben den Korngrenzen sind Bruchflächen im Gestein und Mikroporen in den Silicaten mögliche Transportwege für den Stoffaustausch mit der Umgebung. Mit abnehmendem Durchmesser dieser Zonen gewinnt die Diffusion als Transportmechanismus zunehmend an Bedeutung.

Die *säurelöslichen Elementgehalte* sinken zunächst von der <2 μm Fraktion mit zunehmender Korngröße, was auf die im Bereich der 100-500 μm Fraktion ein Minimum aufweisenden Silicatgehalte zurückzuführen ist (Abb. 1). Oberhalb der Fraktion 500-1000 μm ist eine deutliche Umkehrung dieser Tendenz erkennbar. Die Zunahme des extrahierbaren Na und Mg ist dabei deutlicher als die des K und Ca.

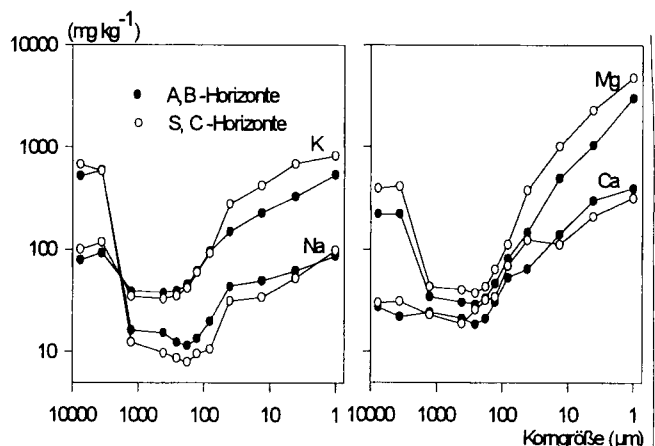


Abb. 1: Beziehung zwischen den HCl löslichen Na-, K-, Mg- und Ca-Mengen und der Korngröße in den A- und B-Horizonten (0-50 cm) und dem Ausgangsgestein (S- und C-Horizonte). Mittelwerte aus den Horizonten (n=41) von Böden aus Geschiebedecksand (n=7).

Der Einfluß geringerer spezifischer Mineraloberflächen in den größeren Fraktionen tritt gegenüber dem höheren Silicatgehalte zurück. Für die Nachlieferung von Na, K und Mg aus den Silicaten haben die 2-10 mm Fraktionen ähnliche Bedeutung wie die <63 μm Fraktionen. In der >10 mm Fraktion sind die säurelöslichen Elementmengen je nach Art der Geschiebe sehr unterschiedlich. Auch innerhalb eines Gesteins ist eine erhebliche Variabilität vorhanden. Für aus granitischen Geschieben extrahiertes K werden Werte zwischen 10 und 470 und für Mg zwischen 15 und 950 mg kg^{-1} erhalten (Abb. 2).

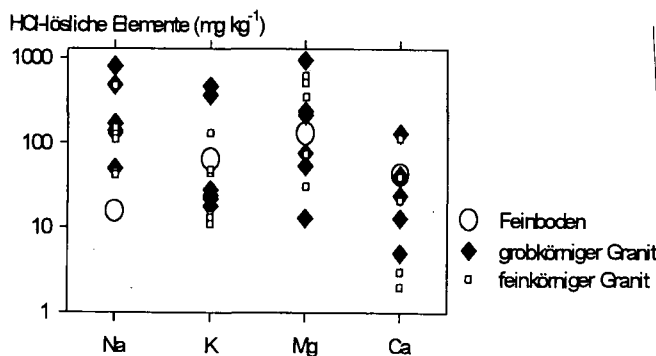


Abb. 2: HCl lösliche Na-, K-, Mg- und Ca-Mengen von jeweils sechs fein- bzw. grobkörnigen Graniten im Vergleich zum umgebenden Feinboden. Proben aus dem Bv3-Horizont der Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand.

Diese Schwankungen reflektieren Unterschiede in der mineralogischen Zusammensetzung wie des Vorhandenseins von Glimmern. Außerdem ist die Verwitterungsstabilität und das Ausmaß der Vorverwitterung der Granite unterschiedlich. Insbesondere die grobkörnigen Granite neigen stärker zum Zerfall. Höchste extrahierte Elementmengen wurden von denjenigen grobkörnigen granitischen Geschieben erreicht, die bei der Extraktion in Bruchstücke, teilweise auch bis zu einzelnen Mineralkörnern zerfielen. Das extrahierte Na von granitischen Geschieben der > 10 mm Fraktion liegt generell über denen des umgebenden Feinbodens (KEILEN et al., 1976), während dies bei K, Mg und Ca nur für einige Geschiebe zutrifft.

Gesteinsstücke, sowohl im Skelett als auch im Feinboden bis zu Korngrößen von etwa 200 µm auftretend, werden während der Bodenentwicklung zerkleinert. Bei der Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand weist die **Gesamtmassenbilanz** des Feinbodens bei intensiver Überführung von den >63 µm in die <63 µm Fraktionen insgesamt Verluste von 8.5 kg m⁻² und 48 cm Tiefe auf. Die starken Abnahmen in den Kornfraktionen 315-2000 µm können auf den Zerfall von Gesteinsstücken zurückgeführt werden. In den markanten Gewinnen der 20-63 µm Fraktionen findet sich offensichtlich ein Teil der Verluste in der >63 µm Fraktion wieder. Deutliche Zunahmen in den Schlufffraktionen gehen aus der Massenbilanz für Feldspäte hervor (Abb. 3).

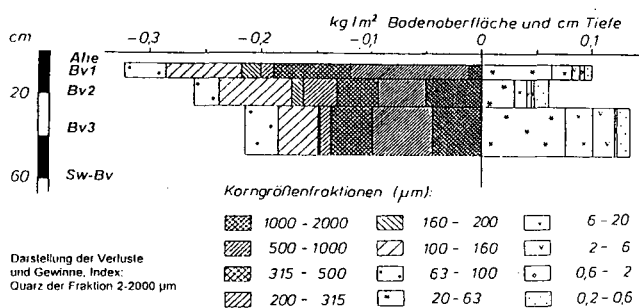


Abb. 3: Massenbilanz für Feldspäte bei der Pseudogley-Braunerde aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm. Bezugshorizont: Sw-Bv

Die Gesamtmassenbilanz der Parabraunerde aus Geschiebemergel ergibt insgesamt erhebliche Zunahmen. Verluste

in der 63-2000 µm Fraktion von ca. 50 kg m⁻² stehen Zunahmen in den 2-63 µm Fraktionen von ca. 90 kg m⁻² gegenüber. Ähnlich wie bei dem Boden aus Geschiebedecksand haben hier die 100-2000 µm Fraktionen hohen Anteil an den Verlusten der Sandfraktion. Den hier bilanzierten Massengewinnen können verschiedene Ursachen zugrunde liegen.

Von JACOBI (1993) werden Zunahmen an Schluff und Ton in Böden aus Geschiebemergel auch auf Lößeinwehung nach Abschmelzen des Gletschers im Bereich des Eisrandes zurückgeführt. Auch bei HELBIG (1998) finden sich Hinweise auf Lößeinwehung im Jungmoränengebiet. Die oben genannten hohen Schluffgewinne von 90 kg m⁻² lassen sich jedoch hiermit nicht erklären, da der Nachweis von Löß als eigenständiges Sediment des Jungmoränengebietes fehlt. Verwitterungsbedingte Teilchenüberführung aus der Skelettfraction erscheint in der Gesamtmassenbilanz des Feinbodens <2 mm allein als Zunahme. Mikroporen und Umkristallisate in Feldspäten von granitischen Geschieben, Risse sowohl in Feldspäten als auch in Quarz legen nahe, daß bei Zerteilung entlang solcher Bildungen Partikel von Schluffgröße entstehen, die zur Erklärung der Zunahmen in der 2-63 µm Fraktion der Massenbilanz herangezogen werden können.

Zusammenfassung

In granitischen Geschieben sind hohe Anteile von ihrer Struktur und chemischen Zusammensetzung her verwitterungslabile Silicate vorhanden. Trotz der vorhandenen Wege für schnell bewegliches Sickerwasser dürfte der Stoffaustausch bei Verwitterungsreaktionen in vielen Bereichen auf diffusivem Transport beruhen. Für Na ergeben sich in den Skelettfractionen höhere extrahierte Mengen als in den Fraktionen des Feinbodens. Bei K und Mg machen die Gehalte der Skelettfraction 2-10 mm ca. 10 % der aus der Tonfraktion extrahierten Menge aus. Während der Bodenentwicklung ist von umfangreicher Zerkleinerung des Skeletts auszugehen. Die Skelettfraction ist nicht als inert anzusehen und für ökologische Bewertungen zu berücksichtigen.

Literatur

- CORTI, G., F.C. UGOLINI, A. AGNELLI (1998): Classing Soil Skeleton (greater than two millimeters): Proposed approach and procedure. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1620-1629.
- DEUTSCHMANN, G., B. LUDWIG (2000): Exchangeable cations in rock fractions and fine earth in soil profiles of different genesis. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 163, 183-189.
- DULTZ, S. (2001): Veränderung des mineralogischen Stoffbestandes in Böden aus pleistozänen Sedimenten Nordwestdeutschlands und deren Bedeutung für die Elementfreisetzung. *Berichte d. Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen A172*, 201 S.
- HELBIG, H. (1998): Die spätglaziale und holozäne Überprägung der Grundmoränenplatten in Vorpommern. *Greifswalder Geographische Arbeiten* 17, 110 S.
- JACOBI, F. (1993): Verwitterungsbilanzen von sauren Waldböden Norddeutschlands. *Dissertation, Universität Hannover*, 194 S.
- KEILEN, K., K. STAHR, H.W. ZÖTTL (1976): Elementselektive Verwitterung und Verlagerung in Böden auf Bärhaldegranit und ihre Bilanzierung. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkunde* 139, 565-579.
- MADSEN, H.B., P. NØRNERG (1995): Mineralogy of four sandy soils developed under heather, oak, spruce and grass in the same fluvioglacial deposit in Denmark. *Geoderma* 64, 233-256.
- PRESS, F., R. SIEVER (1995): *Allgemeine Geologie*. Spektrum, 604 S.
- SMED, P. (1994): *Steine aus dem Norden*. Borntraeger, 194 S.
- WORDEN, R.H., F.D.L. WAKER, I. PARSONS, W.L. BROWN (1990): Development of microporosity, diffusion channels and deuteric coarsening in perthitic alkali feldspars. *Contrib. Mineral. Petrol.* 104, 507-515.

Verbreitung und Formen löslicher Salze als Indikatoren für Stoffflüsse in einem semiariden Dünen-Ökosystem der Negev in Israel

Peter Felix-Henningsen und Bodo Rummel

In Böden semiarider, mediterraner Halbwüsten ist die Auswaschung löslicher Elemente als Folge der klimatischen Trockenheit eingeschränkt, so dass sich Salze - nach Löslichkeit der Salzformen räumlich differenziert - in den Böden anreichern. Im Rahmen eines interdisziplinären BMBF-Forschungsvorhabens wurden Untersuchungen zur ökosystemaren Bedeutung von Wasserhaushalt und Elementdynamik der Böden in einem Halbwüsten-Ökosystem bei Nizzana in der westlichen Negev in Israel durchgeführt. Salzeinträge über Niederschläge ($> 100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ n. YAALON, 1963) vom etwa 45 km entfernten Mittelmeer, sowie über Staubdeposition aus angrenzenden Wüstengebieten, führen zu einer langsamen Anreicherung leicht und schwer löslicher Salze in den Böden. Aus der vertikalen und lateralen Umverteilung der Salze und den sich in ihrer Löslichkeit unterscheidenden Salzformen lassen sich Rückschlüsse auf Ausmaß und Richtung von Stoffflüssen in den Böden sowie die bestimmenden Faktoren und die ökosystemare Bedeutung ableiten.

Das Klima der westlichen Negev wird durch einen steilen Gradienten abnehmender Winterniederschläge vom Mittelmeer landeinwärts geprägt. Das langfristige Niederschlagsmittel in Nizzana beträgt etwa 90 mm a^{-1} , mit einer hohen jährlichen Variabilität. Relief und Ausgangssubstrat der Böden werden durch 10 - 15 m hohe, E-W streichende Längsdünen geprägt, die den östlichen Ausläufer des in Ägypten gelegenen Sinai-Sandfeldes bilden. Die Längsdünenzüge sind durch bis zu 200 m breite interdunale Täler mit Flugsanddecken und niedrigen Dünenrücken voneinander getrennt. Stellenweise treten hier salz- und carbonatreiche, tonige Sedimente als ebene Playas auf, die im Pleistozän mit Hochwässern des östlich des Dünenfeldes gelegenen Nahal-Nizzana eingetragen wurden. Während die vegetationsfreien Dünenkämme noch aus mobilen Dünenansanden bestehen, sind die Dünenhänge und sandigen interdunalen Talböden seit Ende der nomadischen Weidewirtschaft mit Einrichtung eines militärischen Sperrgebietes 1982 durch aufgelockerte Buschvegetation sowie annuelle Gräser und Kräuter bedeckt. Als Bodentyp dominieren schwach entwickelte, carbonathaltige Calcaric Arenosols (vgl. Pfisterer et al. 1996), deren Oberfläche durch eine sog. "biologische Kruste" aus Cyanobakterien, an feuchteren Standorten mit Moosen und Flechten, stabilisiert wird. Unterhalb einer etwa 2 mm mächtigen aktiven Mikrophyten-Kruste folgt eine anorganische Kruste aus oberflächennah angereicherten löslichen Salzen und Carbonaten. Die Gesamtkruste ist zwischen den Büschen etwa 0,5 - 1 cm, unter den Kronen der Büsche dagegen bis zu 5 cm mächtig. Dieses weist auf die besondere Bedeutung der Buschvegetation für die Deposition und Anreicherung von Salzen in den Böden hin. Humusgehalte des Oberbodens sind ebenfalls nur unter den Büschen nachweisbar, die überwiegend in der Trockenzeit Laub abwerfen. Die Streu, Beschattung und Stabilisierung des Oberbodens durch Salze führt zu einer ausgeprägten Abundanz im Boden lebender Tiere, vor allem Insekten, unter den Büschen. Die Textur der Arenosols wird von mSfs dominiert, Gehalte an Feinsubstanz liegen $< 20 \text{ Mass.}\%$, aber deutlich über denen der mobilen Dünenansande. Lokal und räumlich sehr variabel treten erhöhte Feinsubstanzgehalte in der biologischen Kruste als Folge von trockener Deposition und Umverteilung von Stäuben auf. Die Carbonatgehalte sind in der biologischen Kruste ($\sim 8 \text{ Mass.}\%$)

gegenüber dem Ober- und Unterboden ($\sim 4 - 6 \text{ Mass.}\%$) leicht erhöht. Die pH-Werte liegen in der biologischen Kruste im Bereich pH 7,8 - 8,5, darunter in allen Tiefen zwischen pH 8,5 - 9,5. Mit Leitfähigkeiten unter $0,2 \text{ mS cm}^{-1}$ in allen Tiefenstufen sind die Böden als "salzarm" zu klassifizieren. Profiluntersuchungen entlang von Catenen zeigen jedoch, dass unter den Büschen gegenüber dem benachbarten Freiland Salze akkumuliert wurden und das sich an allen Standorten Salze im wesentlichen in den oberen 40 cm anreicherten. Eine Ausprägung tieferer Anreicherungshorizonte ist stellenweise an Unterhängen, jedoch nicht systematisch, ausgebildet. Ob sie durch Verlagerung mit Sickerwasser entstanden oder Salzanreicherungen an älteren Landoberflächen darstellen, die von nachgerutschten Dünenansanden, z.B. als Folge von Viehtritt, bedeckt wurden, ist nicht nachvollziehbar. Um die kleinräumige Verteilung der Salzgehalte und Salzformen unter den Einflüssen der Buschvegetation, Exposition und biologischen Kruste zu kennzeichnen, wurden an jeweils 20 Standorten im Mindestabstand von 50 m unter und neben Büschen Bodenprofile angelegt, und differenziert in 'biologische Kruste' (0-1 bzw. 5 cm), 'Oberboden' (1-6, bzw. 5-10 cm) und Unterboden (30-40 cm) beprobt. Standorte unter zwei räumlich nebeneinander vorkommenden Buscharten wurden vergleichend untersucht: a) Unter *Anabasis articulata*, einer stammsukkulenten Chenopodiaceae, die relativ salztolerant ist und salzbildende Ionen in der Biomasse akkumuliert; b) Unter *Retama raetam*, einer relativ salzempfindlichen Leguminose. Weitere Profile wurden auf dem vegetationsfreien mobilen Dünenkamm aufgenommen. Neben den bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften wurden die Salzgehalte und -formen mittels der Leitfähigkeiten und Ionengehalte modelliert. Aus den Leitfähigkeiten der 1 : 2,5 und 1 : 5 Wasserextrakte wurde der Gehalt an Gesamtsalzen und der Anteil an leicht und schwer löslichen Salzen nach Ruck und Stahr (1987) geschätzt. Um im Hinblick auf die Salzdynamik auch die schwerlöslichen Salze zu charakterisieren, wurden die Salzformen aus den Kationen- und Anionengehalten der 1 : 5 Wasserextrakte auf Basis der Löslichkeitsprodukte (n. Smettan und Blume 1987) modelliert. Ein Vergleich der Ergebnisse der Abschätzung der Salzgehalte aus den elektrischen Leitfähigkeiten (EL) und den Ionengehalten ergibt eine relativ gute Übereinstimmung bei höheren Gehalten an leicht löslichen Salzen, da diese vor allem zur EL beitragen. Bei geringen Gehalten leicht löslicher Ionen werden die Salzgehalte auf Basis der EL unterschätzt.

Ergebnisse:

Die Salzkonzentrationen und -formen werden als Mittelwerte von jeweils 20 Profilen dargestellt und über die Variationskoeffizienten hinsichtlich ihrer räumlichen Variabilität bewertet:

Gegenüber den mobilen Dünenansanden (z.B. Catena-Profil 490 g m^{-3}) wurden in allen Tiefenstufen der Calcaric Arenosols (z.B. Catena-Profil 730 g m^{-3}) auf den Freiflächen Salze angereichert.

Das Anreicherungsmaximum der leicht und schwer löslichen Salze befindet sich stets in der biologischen Kruste ($> 1.000 \text{ mg kg}^{-1}$) und nimmt stark zur Tiefe hin ab.

Unter *Anabasis articulata* ist die Salzanreicherung besonders stark (z.B. Catena-Profil 924 g m^{-3}), während unter *Retama raetam* eine schwächere Anreicherung vorliegt (z.B. Catena-Profil 790 g m^{-3}). Unter den schwerlöslichen Salzen zeigt CaSO_4 eine deutliche Anreicherung.

Na-Salze treten als mäßig lösliches NaHCO_3 bzw. NaCO_3 auf. In keinem der oberflächennahen Horizonte bis 40 cm Tiefe ist NaCl festzustellen. Dafür tritt parallel dazu leicht lösliches MgCl_2 und CaCl_2 auf. Offenbar erfolgt mit der Niederschlagsdeposition von marinem NaCl im Oberboden eine Reaktion mit $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ bzw. dem besser löslichen $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ und eine Bildung von leicht löslichen Erdalkali-Chloriden. Während die Anreicherung der Chloride in den Böden der Freifläche und unter *Retama raetam* in gleicher Größenordnung vorliegt, ist sie unter *Anabasis articulata* um etwa das Dreifache höher. Die Böden unter den Kronen der Büsche zeigen eine deutliche Anreicherung von mäßig löslichem KNO_3 und KHCO_3 . Diese Anreicherung ist unter *Anabasis articulata* weit stärker als unter *Retama raetam*.

Die Variationskoeffizienten der Elementgehalte können als Indikator für die räumliche Variabilität gewertet werden. Sie sind in den Böden der Freiflächen generell geringer als in den Böden unter den Kronen der Büsche, da diese nach Alter, Form und Dichte einen Einfluss auf die Deposition ausüben. Darüber hinaus wird die räumliche Variabilität von der Quelle und Mobilität der Elemente bestimmt: Mittels Staubdeposition eingetragene und zugleich schwer mobilisierbare Elemente (CaCO_3 , Feinsubstanz und schwerlösliche Salze) weisen c.v. < 25 % auf. Relativ leicht lösliche Salze (normativ) sowie Ca, Mg und K zeigen c.v. um 50 %, während Na und Cl-, NO_3^- und SO_4^- -Anionen, die vor allem durch Niederschlagsdeposition eingetragen wurden, mit c.v. von 100 - 150 % am stärksten kleinräumig variieren. Dieses zeigt, dass es keinen Sinn macht auf Basis von einzelnen Probenahmen bodenökologische Aussagen zu treffen.

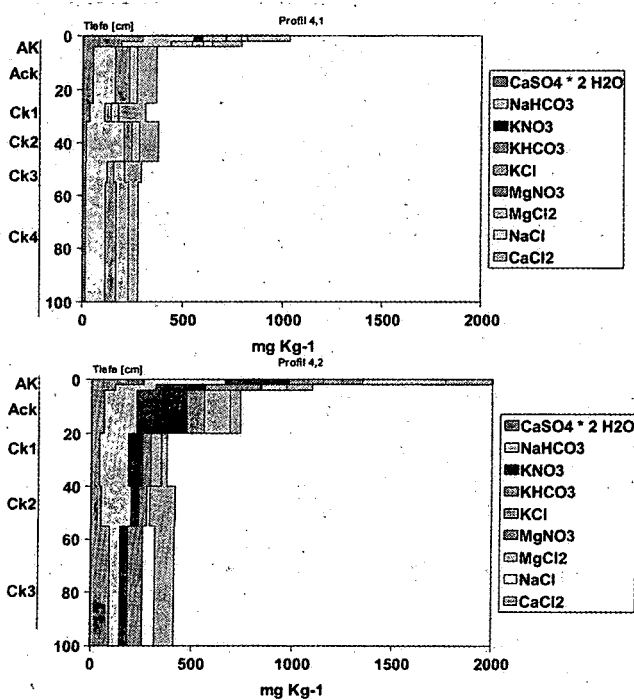


Abb.1 Nizzana-Süd, Dünen-Nordhang: Salzverteilung in Calcaric Arenosols der Freifläche (Profil 4.1) und unter *Anabasis articulata* (Profil 4.2).

Folgerungen:

Die gegenüber mobilen Dünenständen erfolgte Anreicherung von Feinsubstanz, Carbonaten und löslichen Salzen ist depositionsbedingt und variiert daher räumlich mit dem Alter der Böden durch Festlegung der Dünen (ca. 20 Jahre), der Exposition sowie mit Art und Bestand an perennierenden Büschen. Die Salzverteilung der Böden, insbesondere der leichtlöslichen Salze mit einem Anreicherungsmaximum in der biologischen Kruste und einer gleitenden Abnahme zur Tiefe, zeigt, dass - abgesehen von einzelnen Starkregen - unter den regionale Klimabedingungen keine ausgeprägte Tiefenverlagerung erfolgt. Dieses spricht gegen die Bildung von Sicker- bzw. Grundwasser, wie von Yair (1990) postuliert. Die Umwandlung von marinen Chloriden und Sulfaten in den carbonathaltigen Böden ist von Vorteil für das System, da Na in (Hydrogen-)Carbonaten relativ festgelegt wird und die entstehenden Ca-Mg-Chloride eine größere Löslichkeit als NaCl aufweisen und sich im Wurzelraum bis in größere Tiefen verteilen. Dieser Prozess mindert das osmotische Potential und den Salzstress der biologischen Kruste und der flachwurzelnden annuellen Vegetation. Darüber hinaus wird mit der Neubildung von NaHCO_3 die Assimilation der biologischen Kruste gefördert. Cyanobakterien verwenden gelöstes NaHCO_3 unter den Bedingungen starker Einstrahlung und niedriger CO_2 -Konzentrationen der Bodenluft als CO_2 -Quelle zur Assimilation (Kaplan und Reinhold 1999). Die fortschreitende Umwandlung von NaHCO_3 in das besser lösliche und verlagerbare Na_2CO_3 führt nach der

partiellen Hydrolyse zur Alkalisierung der schwach puffernden Unterböden mit pH-Anstieg >pH 8,2. Die Kruste ihrerseits fördert durch die Vergrößerung der Kapillarität der Dünenstände als Folge der Fixierung von Staub und Carbonaten sowie der Quellung der in den Intergranularräumen wachsenden Filamente bei Befeuchtung die Salzkonzentration. Ein effektiver Oberflächenabfluss als Folge der Versiegelung der Calcaric Arenosols durch die biologische Kruste, wie von Yair (1990) postuliert, dürfte jedoch nur bei Starkniederschlägen und kleinräumig wirksam werden, da die Kruste als Folge der biologischen Aktivität insbesondere unter Vegetationsbeständen durchlöchert ist. Eine laterale Umverteilung von Salzen durch Oberflächenabfluss oder Interflow ließ sich nicht nachweisen.

Die perennierende Buschvegetation verstärkt dagegen die Anreicherung von löslichen Salzen im System nachhaltig und nach Vegetationsarten differenziert. Insbesondere *Anabasis articulata* zeigt, wie die meisten Chenopodiaceae, eine genetisch fixierte Ionenakkumulation in der Biomasse (Veste und Breckle 2000). *Anabasis articulata* siedelt sich jedoch auf primär salzfreien Standorten an und führt durch Filterung (Krone), Exkretion von Ionen (z.B. Na^+ und Cl^-) und die Mineralisation der Streu (z.B. K^+) zu einer Aufsalzung des oberen Wurzelraums.

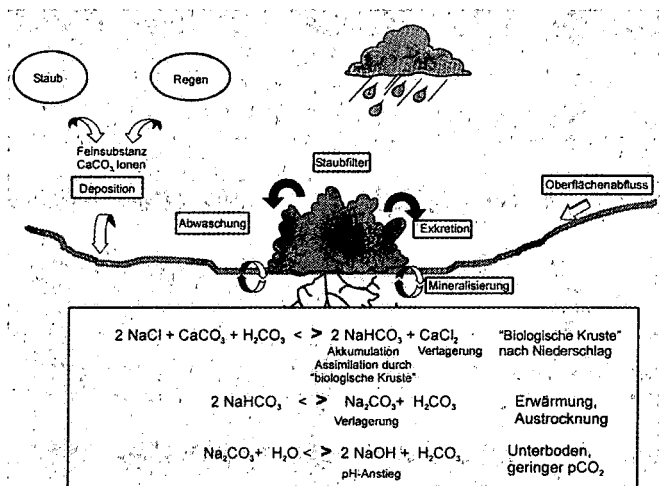


Abb. 1: Na-Dynamik in Calcaric Arenosols der westlichen Negev

Literatur:

Kaplan, A. & Reinhold, L. (1999): CO_2 concentrating Mechanisms in photosynthetic microorganisms. - Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol., 50: 539 - 570
 Pfisterer, U., Blume, H.-P. & Beyer, L. (1996): Distribution pattern, genesis and classification of soils of an arid dune area in northern Negev. - Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159: 419 -428.
 Yaalon, D.H. (1963): On the origin and accumulation of salts in groundwater and in soils of Israel. - Bull. Res. Council. Israel, 11 G, 105 - 131
 Yair, A. (1990): Runoff generation in a sandy area - the Nizzana-sands, western Negev, Israel. - Earth Surface Processes, 15, 597 - 609
 Veste, M. & Breckle, S.-W. (2000): Ionen- und Wasserhaushalt von *Anabasis articulata* in den Sanddünen der nördlichen Negev-Sinai-Wüste. In: Breckle, S.W. Schweizer, B. & Arndt U. (Hrsg.): Ergebnisse weltweiter ökologischer Forschung, Heim-bach Vlg., Stuttgart, 481-485.

Dank: Die Autoren danken dem BMBF für die großzügige finanzielle Förderung des Forschungsvorhabens "Wasserhaushalt und Salzdynamik in Böden des Dünengebietes von Nizzana (südliche Negev, Israel) und ihre ökosystemare Bedeutung", sowie dem Arid Ecosystem Research Center, Jerusalem, für die logistische und administrative Unterstützung.

Ab initio molecular dynamics study of adsorption sites on (001) surfaces of 1:1 dioctahedral clay minerals

M. H. Gerzabek^{1,3§}, D. Tunega^{1,2}, A. J.A. Aquino^{1,2}, G.Haberhauer¹ and H. Lischka²

Kaolinite minerals (kaolinite, dickite) are clay minerals of the dioctahedral 1:1 type and important soil components. Surface characteristics of these clay minerals can affect adsorption properties of soils. In our studies we focussed on organic compounds, keeping in mind that clay minerals may act as important adsorbents for agrochemicals in agricultural soils¹. Simulation of adsorption of small organic molecules served as a model for the study of more complex species like, for example, pesticides. The main surfaces of kaolinite/dickite mineral particles are parallel to the (001) crystallographic plane. One surface is formed from the surface hydroxyl groups on the octahedral side of the kaolinite layer, the second surface is formed from basal oxygen atoms on the tetrahedral side of that layer. Suitable adsorption sites on both surfaces are ditrigonal holes. This work represents a detailed theoretical study based on *ab initio* molecular dynamics using density functional theory (DFT) of adsorption of water and acetic acid (HAc) molecule on both (001) surfaces. The Vienna *ab initio* simulation package (VASP)² was used for

this purpose. Firstly, total structural relaxation of studied adsorbed systems and corresponding subsystems was performed. Secondly, canonical molecular dynamics simulations at 300 K using 1 fs time step was realized and time evolution of interatomic distances was analyzed. The methods are described in detail in Tunega et al.³. H₂O and/or HAc molecules form three, respectively four relatively strong hydrogen bonds with the surface hydroxyl groups on the octahedral side. Especially the proton of the carboxyl group forms a strong hydrogen bond of the length of 1.448 Å with the oxygen atom of the one surface OH group. Calculated interaction energies are proportional to the number and strengths of the hydrogen bonds. The adsorption energies are -13.1/-20.8 kcal/mol for H₂O/HAc molecules. Molecular dynamics simulation showed a strong perturbation of bond lengths and angles of atoms involved in the formation of the hydrogen bonds. The most significant perturbation is observed for the proton of the carboxyl group. As it can be seen from Figure 1, several proton jumps are observed towards the oxygen atom of

§ Tel: ++43 (0)50550/3521, Fax: ++43 (0)50550/3520, e-mail: martin.gerzabek@arcs.ac.at

1 Abteilung Umweltforschung, Österreichisches Forschungszentrum Seibersdorf, A-2444 Seibersdorf
2 Institut für Theoretische Chemie und Molekulare Strukturbiologie, Universität Wien, Währingerstrasse 17, A-1090 Wien

3 Institute of Soil Research, University of Agricultural Sciences Vienna, Gregor-Mendel Strasse 33, A-1180 Vienna

the surface OH group. $O^{\text{HAc}}\text{-H}$ distances less than half of the average $O\dots O$ distance of 2.537 Å (lower part in Figure 1) correspond to an OH bond in the carboxyl group and distances larger than 1.268 Å (upper part in the Figure) correspond to a bond between the proton and the oxygen of the surface OH group. On the other hand, both water and HAc only weakly interact with the tetrahedral surface. Static structural relaxation showed formation of very weak hydrogen bonds between protons of $\text{H}_2\text{O}/\text{HAc}$ with basal oxygen atoms at lengths

more than 2 Å. Calculated interaction energies are only -4.1 (H_2O) and -2.0 (HAc) kcal/mol, respectively what is significantly less than in the previous case. Molecular dynamics confirmed weak bonding of both molecules to the tetrahedral surface. Our conclusion is that the (001) octahedral and tetrahedral surfaces of the kaolinite layer have a significantly different chemical character with respect to adsorption. The octahedral side is more attractive for polar species and adsorption at this surface is much stronger than in the case of the tetrahedral side.

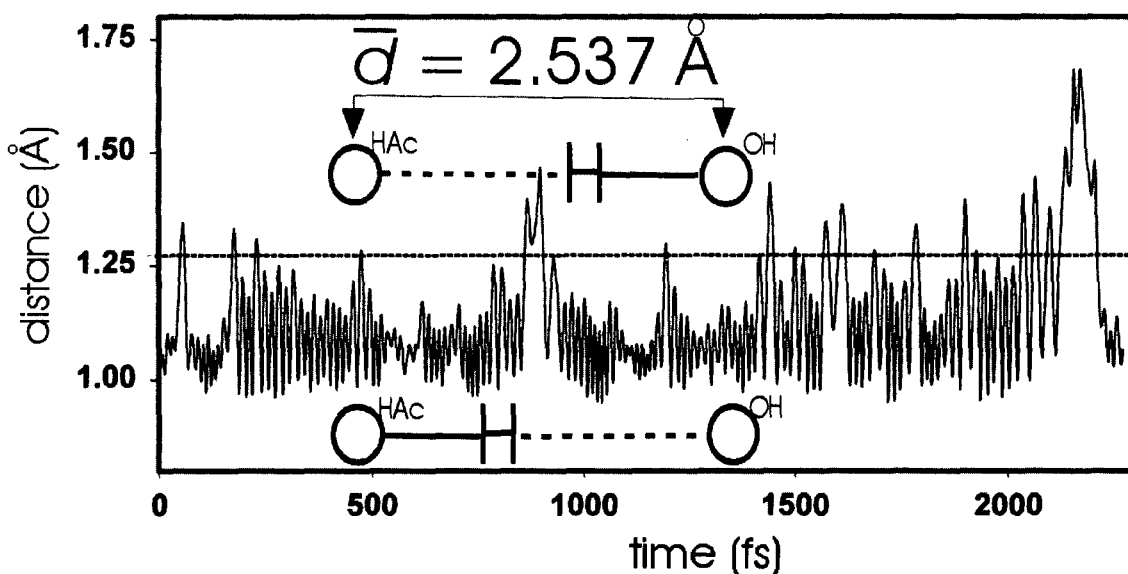


Figure 1. Time evolution of the $O^{\text{HAc}}\text{-H}$ bond length

¹ Haberhauer, G.; Pfeiffer, L.; Gerzabek, M.H.; Kirchmann, H.; Aquino, A.J.A.; Tunega, D.; Lischka, H. *European J. Soil Science* 2001 52, 279-286.

² Kresse, G.; Furthmüller, J. *J. Comp. Mat. Sci.* 1996, 6, 15.

³ Tunega, D.; Haberhauer, G.; Gerzabek, M.H.; Lischka, H. in preparation..

SORPTION VON CU UND PB AN ORGANISCH-MINERALISCHEN KOMPLEXEN: WIE GUT IST EIN ADDITIVES MODELL?

Ilona Heidmann, Iso Christl und Ruben Kretzschmar

Einleitung

Reaktive Mineraloberflächen in Böden sind häufig mit organischen Substanzen belegt, wie z.B. adsorbierten Huminstoffen. Diese beeinflussen die Oberflächenladung und das Sorptionsverhalten von Metallkationen. Das Ziel dieser Untersuchung ist es, die Cu- und Pb-Sorption an Kaolinit-Fulvosäurekomplexen besser zu verstehen. Dazu werden Sorptionsdaten ternärer Systeme mit einem Linear Additiven Modell (LAM) verglichen. In diesem Modell werden die Sorptionsplätze der einzelnen Sorbenten unter Vernachlässigung von Interaktionen aufaddiert. Aus Abweichungen zwischen experimentellen Daten und LAM Vorhersagen lassen sich Rückschlüsse über Interaktionen zwischen Metallkationen und Fulvosäuren an der Kaolinitoberfläche ziehen.

Material und Methoden

Von einem sekundären Kaolinit (KGa-2, Clay Minerals Society, USA) wurde die Fraktion < 1 µm abgetrennt, mit Na⁺ gesättigt, gewaschen und gefriergetrocknet (1). Die Fulvosäure wurde mit Standardmethoden (International Humic Substances Society) aus dem O_h-Horizont eines Humic Gleysols (Unterrickenzopfen, Schweiz) extrahiert und gereinigt (2). Metalltitrationen wurden bei konstanter Ionenstärke (0.01 M NaNO₃) und pH-Wert (4 bzw. 6) bei 25±1 °C durchgeführt (3). Alle Lösungen waren CO₂-frei. Die Equilibrierungszeit nach Wiedereinstellung des pH-Wertes betrug in jedem Schritt 20 Minuten. Die binären Systeme bestanden aus Metallionen und Kaolinit (5 g/l), bzw. Metallionen und Fulvosäure (100 mg/l).

In den ternären Systemen befanden sich Metallionen, Kaolinit (5 g/l) und Fulvosäure (27 mg/l). Gemessen wurden die Aktivitäten von Cu²⁺ bzw. Pb²⁺ mit ionensensitiven Elektroden und die gelösten Konzentrationen von Cu bzw. Pb mit ICP-MS. Der Gehalt an gelöster Fulvosäure wurde mit UV-Absorption bei einer Wellenlänge von 350 nm oder mittels DOC-Analyse bestimmt.

Ergebnisse

In allen Systemen (binär und ternär) stieg die Sorption von Cu und Pb mit steigendem pH-Wert und steigender Aktivität von Cu²⁺ oder Pb²⁺ in der Lösung. Die Sorption von Fulvosäure an Kaolinit führte zu einer deutlichen Erhöhung der Metallsorption an der Festphase (Abb. 1-3).

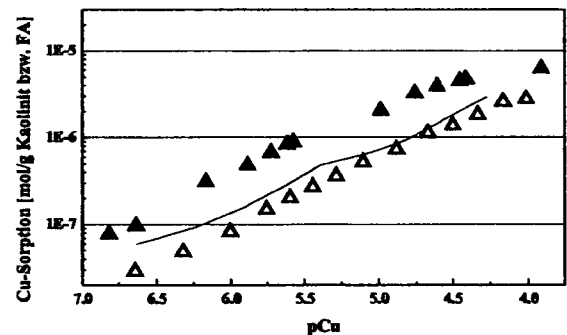


Abb. 1: Cu-Sorption an reinem Kaolinit (Δ) und Cu-Sorption an Kaolinit-FA-Komplexen (▲) im Vergleich zur LAM Vorhersage (—) bei pH 4.

Das Linear Additive Modell unterschätzte die Sorption von Cu und Pb an der Festphase im ternären System bei pH 4, besonders bei niedrigen Metallionenaktivitäten in der Lösung (Abb. 1 und 3), während bei pH 6 die gemessene Cu-Sorption relativ gut mit der LAM Vorhersage übereinstimmte (Abb. 2).

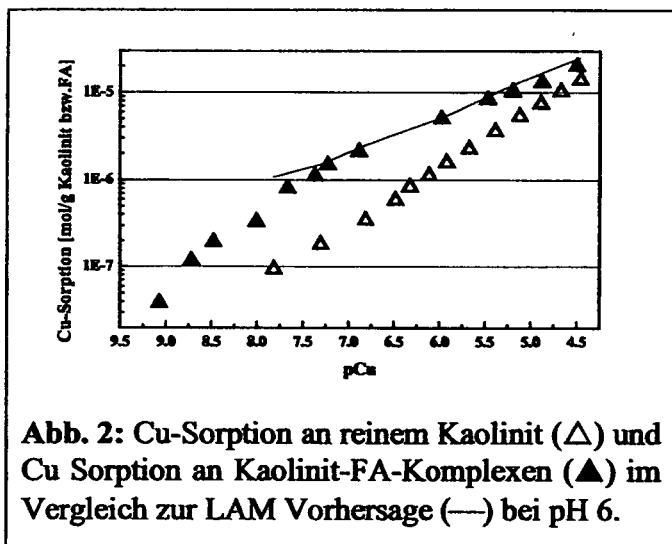


Abb. 2: Cu-Sorption an reinem Kaolinit (Δ) und Cu Sorption an Kaolinit-FA-Komplexen (▲) im Vergleich zur LAM Vorhersage (—) bei pH 6.

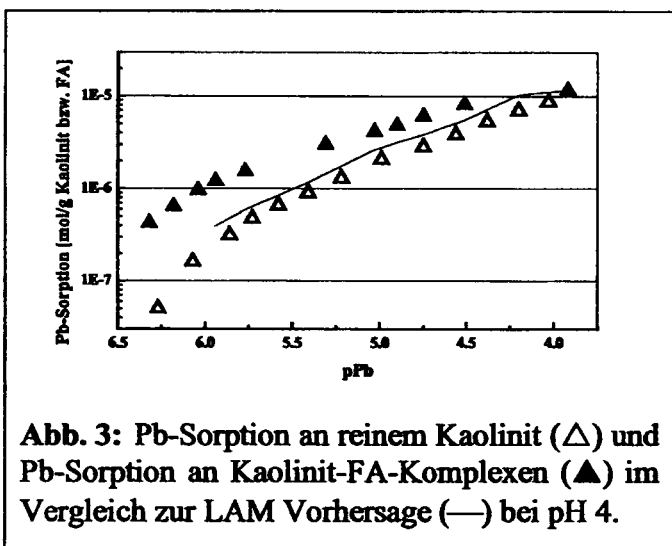


Abb. 3: Pb-Sorption an reinem Kaolinit (Δ) und Pb-Sorption an Kaolinit-FA-Komplexen (▲) im Vergleich zur LAM Vorhersage (—) bei pH 4.

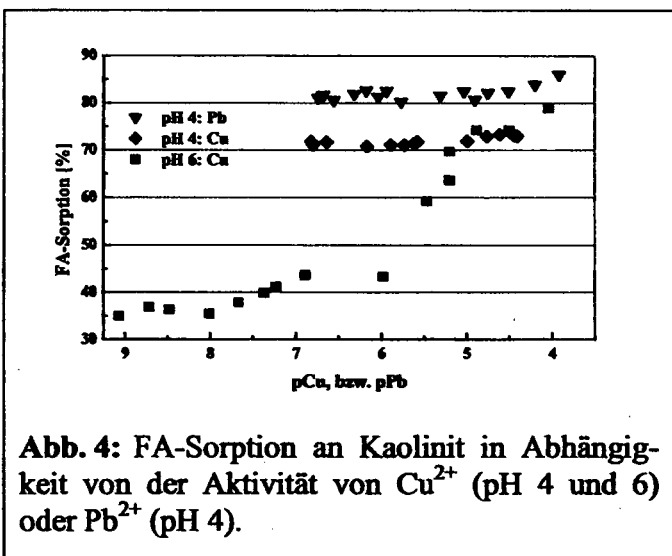


Abb. 4: FA-Sorption an Kaolinit in Abhängigkeit von der Aktivität von Cu^{2+} (pH 4 und 6) oder Pb^{2+} (pH 4).

Die Sorption von Fulvosäure an Kaolinit wurde bei pH 4 kaum von der Aktivität von Cu^{2+} bzw. Pb^{2+} beeinflusst, während sie bei pH 6 mit steigender Cu^{2+} -Aktivität deutlich zunahm (Abb. 4). Bei pH 4 wurden bereits ohne Zugabe von Cu

oder Pb zwischen 70 und 80 % der Fulvosäure am Kaolinit sorbiert.

Diskussion

Zur quantitativen Vorhersage der Metallsorption an mineralisch-organischen Komplexen ist das Linear Additive Modell nicht immer ausreichend. Interaktionen zwischen Fulvosäuren, Metallionen und der Mineraloberfläche scheinen vor allem bei niedrigen pH-Werten nicht vernachlässigbar zu sein. Elektrostatische Wechselwirkungen zwischen adsorbierter Fulvosäure und Metallkationen an der Mineraloberfläche könnten dabei eine wichtige Rolle spielen, da die sorbierte Fulvosäure die Oberflächenladung des Kaolinites von positiv nach negativ umkehren kann (1). Dadurch könnte die Sorption von Kationen an der Kaolinitoberfläche begünstigt werden. Zusätzlich ist auch eine bevorzugte Sorption bestimmter Fraktionen der Fulvosäure an der Mineraloberfläche denkbar (4). Ein Indiz dafür könnte die unterschiedlich hohe Metallsorption an Fulvosäure in binären und ternären Systemen sein (nicht gezeigt). Des Weiteren ist die Blockierung von Bindungsplätzen an der Mineraloberfläche durch adsorbierte Fulvosäure möglich, was allerdings erniedrigend auf die Metallsorption wirken würde. Interaktionen, die zu einem nicht-additiven Sorptionsverhalten führen, scheinen besonders bei niedrigem pH-Wert und niedriger Metallaktivität relevant zu sein. Sie führen zu einer Unterschätzung der Metallsorption an mineralisch-organischen Komplexen bei niedrigen pH-Werten (4).

Literatur

- (1) Kretzschmar, R., H. Holthoff, and H. Sticher. *Influence of pH and humic acid on coagulation of kaolinite: A Dynamic light scattering study.* J. Colloid Interface Sci., 202: 95-103, 1998.
- (2) Christl, I. and R. Kretzschmar, *Relating ion binding by fulvic and humic acids to chemical composition and molecular size: 1. Proton binding.* Environ. Sci. Technol., 35: 2505-2511, 2001.
- (3) Christl, I., et al., *Relating ion binding by fulvic and humic acids to chemical composition and molecular size: 2. Metal binding.* Environ. Sci. Technol. 35: 2512-2517, 2001.
- (4) Christl, I. and R. Kretzschmar, *Interaction of copper and fulvic acid at the hematite-water interface.* Geochim. Cosmochim. Acta, 2001 (in press).

Porenräume in Feldspäten: Bedeutung für die chemische Verwitterung?

Jasmin Miltz^{1,2}, Stefan Dultz¹ und Harald Behrens²

1. Einleitung und Fragestellung

Als Einzelkörner im Boden und in massiven Granitkörpern weisen Feldspäte verbreitet Porenräume auf^[1]. Die Poren sind Relikte von spätmagmatischen und hydrothermalen Prozessen^[2] und können durch Verwitterung weiter ausgeformt werden. Prädestiniert für die chemische Verwitterung erscheinen die äußeren Mineraloberflächen. Interkonnektivität der Porenräume vorausgesetzt dürfte diffuser Stofftransport das Ausmaß chemischer Verwitterungsreaktionen kontrollieren.

Die Fragestellungen, die sich daraus ergeben, sind:
-Inwieweit besteht eine Interkonnektivität zwischen der äußeren Oberfläche und dem vorhandenen inneren Porenraum?
-Welche Bedeutung haben die Porenräume für die chemische Verwitterung?

2. Material

Na-reicher Plagioklas und Kalifeldspat (Orthoklas) aus dem Cv-Horizont einer podsolierten Braunerde aus Granitgrus (Profil Oderteiche/Harz). Die verwendete Korngrößenfraktion betrug 1-2mm. Ziel war es zunächst Feldspatspezies mit einem größtmöglichen Porenanteil zu untersuchen.

3. Methoden

Zur Kennzeichnung der Oberflächenmikromorphologie wurden rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen gemacht.

Zur Visualisierung der Interkonnektivität wurden Dünnschliffe AgNO₃-behandelter Feldspäte lichtmikroskopisch betrachtet.

Zur Bestimmung des Porenraumvolumens wurden mit Hilfe einer Überdruckapparatur (pF:4,2) Poren (<0,2µm) H₂O-gesättigter Feldspäte entwässert. Durch Differenzwägung wurde gravimetrisch der Wassergehalt erhalten. Zusätzlich wurde das Porenvolumen infrarotspektroskopisch über den Maximalwert der Absorption der OH- Streckungsbande bei 3430cm⁻¹ bei wassergesättigten Feldspäten und anschließender Anwendung des Lambert-Beer'schen Gesetzes bestimmt.

Für die Bestimmung von Diffusionskoeffizienten von Protonen und zum Vergleich Deuteronen mit einem größeren Molgewicht wurde ein wassergesättigter Feldspat in einer Messzelle in Kontakt mit D₂O-gesättigter Luft gebracht und die Diffusion mit Hilfe eines FFTIR-Mikroskops (Firma Bruker, IFS66 mit adaptiertem Mikroskop und optischer Auflösung bis zu 30µm) verfolgt. Hierbei wurden die Änderungen der OH- (3430cm⁻¹) und OD- (2840cm⁻¹) Streckschwingungen ausgewertet.

4. Ergebnisse

4.1 Mikromorphologie

Durch chemische Verwitterung können auf der Oberfläche von Feldspäten bereits vorhandene Poren weiter ausgeformt werden oder neue Poren entstehen (Abb.1). Diese Poren (etch pits^[3]) bilden sich bevorzugt an Schwachstellen im Kristallgitter, wie z.B. an Bruchflächen, Entmischungslamellen und Umkristallisaten.

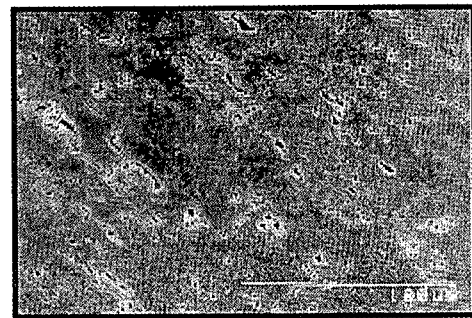


Abb.1: Orthoklas mit einer regelmäßigen Anordnung von Poren.

Größere längliche Ausdehnungen von Poren in Feldspäten betragen ca. 40µm (Abb.2).



Abb.2: Orthoklas mit großer Pore (Längsausdehnung = 38µm).

Zum Teil sind Feldspäte im fortgeschrittenen Verwitterungsstadium mit Auflösungserscheinungen zu beobachten (Abb.3).

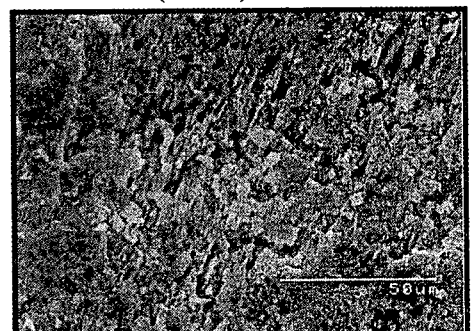


Abb.3: Intensiv verwitterter Orthoklas.

1 Institut für Bodenkunde Herrenhäuser Str.2 30419 Hannover e-mail: miltz@ifbk.uni-hannover.de
2 Institut für Mineralogie Welfengarten 1 30167 Hannover

4.2 Interkonnektivität

AgNO₃-behandelte Feldspäte zeigen Anfärbung im Kristallinneren (Abb.4). Daraus ergibt sich, dass die äußere Feldspat-Oberfläche offensichtlich mit dem inneren Porenraum verbunden ist. Aufgrund des angewandten Verfahrens konnte die Anfärbung des äußeren Bereichs der Feldspatkörner nicht sichergestellt werden.



Abb.4: AgNO₃-behandelter Plagioklas (20-fache Vergrößerung) mit schwarzer Anfärbung im Kristallinneren.

4.3 Porenvolumen

Über die IR-Spektroskopie wird mittels Auswertung nach dem Lambert-Beer'schen Gesetz ein Porenvolumen von 16,7% erhalten. Das Porenvolumen der interkonnektiven Poren <0,2µm beträgt nach den Ergebnissen des Überdruckkappatur-Experiments 6,7%. Anfänglich wassergesättigte Feldspäte, die bis auf 600°C erhitzt wurden, besitzen nach der IR-spektroskopischen Untersuchung neben den bereits erwähnten Poren auch wassergesättigte Totporen, deren Wasser nicht freigesetzt wurde.

4.4 Diffusionskoeffizienten

Der Austausch von D₂O und H₂O verläuft nicht gleichförmig. D₂O besitzt einen niedrigeren Sättigungsdampfdruck als H₂O und kann über Kapillarkondensation in Poren kleineren Durchmessers diffundieren. Daraus resultiert ein anfänglich höherer Gesamteintausch der Deuteronen.

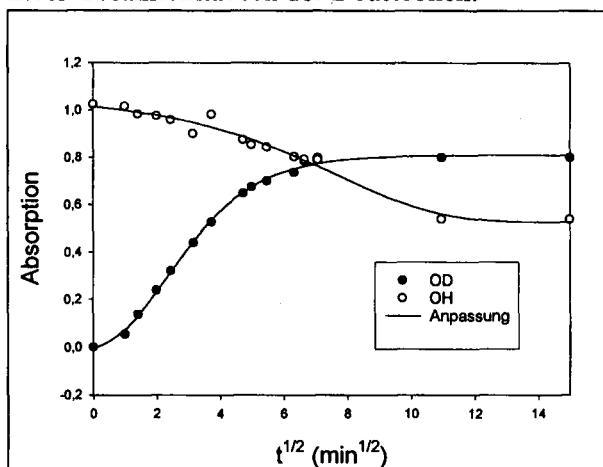


Abb.5: Austauschversuch von H₂O durch D₂O in wassergesättigten Porenräumen eines Orthoklases.

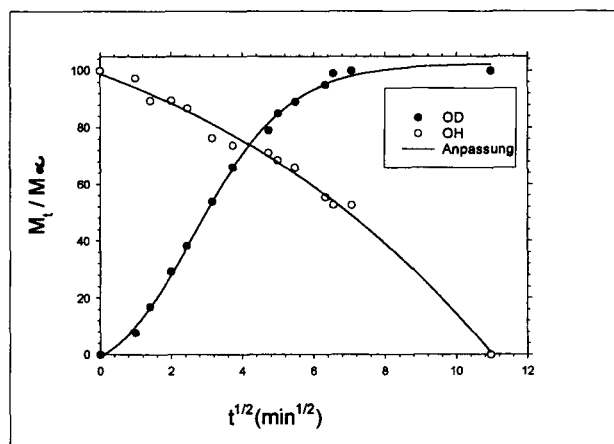


Abb.6: Normierte Darstellung von Abb.5. Diffusionskoeffizienten (errechnet aus Abb.6) betragen für Protonen 1,38cm²/h und für die größeren Deuteronen 0,22cm²/h. Die Diffusion der Protonen ist mit der von Protonen in freiem Wasser (1,52cm²/h^[4]) gleichzusetzen.

5. Schlussfolgerungen

- Porenräume einer Braunerde aus Granitgrus betragen 16,7Vol.%.
-Davon sind 40% (absolut 6,7%) des Porenvolumens mit der äußeren Mineraloberfläche verbunden.
-Der Diffusionskoeffizient von Protonen in den untersuchten Feldspäten ist dem von Protonen in freiem Wasser gleichzusetzen.
-Porenräume in Feldspäten können einen bedeutenden Einfluß auf die chemische Verwitterung haben.

6. Literatur

[1] Blum,A.E. und Stillings,L.L. (1995): Feldspar dissolution kinetics. In: White,A.F., Brantley,S.L. (eds.) Chemical weathering rates of silicate minerals. Reviews in Mineralogy 31, Chap.8, 353-406 Mineralogical Society of America.
[2] Hochella,M.F. und Banfield,J.F. (1995): Chemical weathering of silicates in nature: a microscopic perspective with theoretical considerations. In: White,A.F., Brantley,S.L. (eds.) Chemical weathering rates of silicate minerals. Reviews in Mineralogy 31, Chap.8, 353-406 Mineralogical Society of America.
[3] Furrer,G. und Sticher,H. (1999): Chemische Verwitterungsprozesse. In: Blume,H.P. et al. (Hrsg., Handbuch der Bodenkunde.6. Erg. Lfg., 16S., ecomed.)
[4] Lerman,A. (1980): Geochemical processes. Kohn Wiley&Sons. New York. 481S..

Bestimmung der spezifischen Oberfläche von Bodenpartikeln durch Sorption von Polyvinylalkohol in wässriger Suspension

Sibylle Pagel-Wieder & Walter R. Fischer

1 EINLEITUNG

Für die meisten chemischen Reaktionen im Boden ist die spezifische Oberfläche (SSA) der festen Bodenbestandteile als Kontaktzone zwischen fester und flüssiger Phase von großer Bedeutung. Daher ist die SSA von Bodenpartikeln eine Kenngröße, die vielfach untersucht worden ist. Unter anderem bestimmten *Dyal & Hendricks* (1950) und *Tiller & Smith* (1990) die Größe der SSA von Mineralen und Bodenpartikeln durch Sorption von Ethylenglycol (EG) bzw. Ethylenglycolmonoethylether (EGME) aus der flüssigen Phase. Beide Methoden dienen zur Bestimmung der gesamten Oberfläche, so dass die Adsorpte neben der äußeren Oberfläche auch den Schichtzwischenraum aufweitbarer Dreischichtsilicate belegen. Betrachtet man jedoch die Wechselwirkung zwischen hochmolekularen Stoffen und Bodenpartikeln, so ist nur die äußere Oberfläche der festen Bodenbestandteile von Interesse. Eine gängige Methode zur Bestimmung der äußeren Oberfläche ist die Adsorption von N_2 nach *Brunauer, Emmet & Teller* (1938). Ein Nachteil für die Anwendung dieser Methode auf Bodenbestandteile ist die intensive Trocknung der Proben vor den Messungen, was insbesondere bei humushaltigen Proben zur irreversiblen Veränderungen der spezifischen Oberfläche führt, so dass die Werte nicht mehr für die Originalprobe repräsentativ sind. Daher entwickelten *Theng et al.* (1999) eine Methode zur Oberflächenbestimmung an Proben, die sich in ihrem Gehalt an organischer Substanz und in ihrer mineralogischen Zusammensetzung unterscheiden haben. Durch die Sorption von para-Nitrophenol (pNP) erfolgte die Berechnung der SSA, welche reproduzierbare Ergebnisse im Vergleich zur BET- N_2 -Methode lieferte. Im Hinblick auf eine Bestimmung der fraktalen Dimension von Mineralen und Bodenpartikeln ist eine Veränderung der Molekülgröße von pNP jedoch nicht möglich.

Unter Berücksichtigung der Einschränkungen der oben genannten Methoden wurde für die Sorptionsexperimente Polyvinylalkohol (PVA) gewählt, welches hinreichend polar und wasserlöslich ist und sich in der Polymergröße variieren lässt. Die Sorption von PVA an monomineralischen Proben und an Bodenfraktionen wurde unter anderem von *Greenland* (1963), *Williams et al.* (1966) und *Kavanagh et al.* (1976) untersucht. Jedoch erfolgte noch keine Quantifizierung der Oberfläche durch Aufnahme von Sorptionsisothermen von PVA.

In diesem Vorhaben wurde zunächst an synthetischen Proben untersucht, ob sich die Sorption von PVA durch eine Sättigungsfunktion (Langmuir) beschreiben lässt und ob die daraus errechneten Werte für die spezifische Oberfläche zu plausiblen Ergebnissen im Vergleich zur BET- N_2 -Oberfläche führt. Weiterhin wurde geprüft, ob die Methode auf Bodenproben mit unterschiedlichen Gehalten an organischer Substanz anwendbar ist. Daher erfolgte die Aufnahme von Sorptionsisothermen an Proben eines Oberbodens vor und nach Behandlung mit H_2O_2 . Mit Hilfe von Desorptionsversuchen sollte geklärt werden, ob die Belegung von PVA eine Mehrschichtadsorption beinhaltet.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen erfolgten an zwei synthetischen Proben, ein Siliciumdioxid MP 340 ($SiO_2 > 99\%$) und ein Goethit (*Schwertmann & Cornell*, 2000), sowie an Proben einer Tonfraktion („Ton Langenhagen“) und eines Oberbodens (Gley-Kolluvisol; Velber; 10 km westlich von Hannover). Nachdem die Bodenproben getrocknet und < 2 mm gesiebt wurden, erfolgte in einem Teil der Bodenprobe eine Zerstörung der organischen Substanz mit H_2O_2 (30 %). Anschließend wurden die behandelten und die unbehandelten Bodenproben mittels Kühlzentrifuge $< 2 \mu m$ fraktioniert. Der Gehalt an organischem Kohlenstoff wurde durch Verbrennung im Sauerstoffstrom ermittelt. Die Bestimmung der BET-Oberfläche wurde an allen Proben nach der Single-Point-Methode mit N_2 bei einer Temperatur von 77 K durchgeführt.

Zur Aufnahme der Sorptionsisothermen (*Pagel-Wieder & Fischer*, 2001) wurden jeweils 200 mg Probe mit 20 mL PVA-Lösung ($M_w \sim 15,000 \text{ g}\cdot\text{mol}^{-1}$) steigender Konzentrationen ($0 - 40 \text{ mmol Monomer}\cdot\text{L}^{-1}$) in verschraubbaren Zentrifugengefäßen versetzt. Die Ionenstärke der Lösungen wurde auf $10^{-3} \text{ mol L}^{-1}$ mit KNO_3 eingestellt. Die Suspensionen wurden im Thermokonstantraum 18 Stunden bei einer Temperatur von $20 \pm 1^\circ C$ geschüttelt und anschließend zentrifugiert (10 Minuten; $13,500 \text{ U min}^{-1}$). Die überstehenden Lösungen der Gleichgewichtslösung und die Ausgangslösung wurden mit H_3BO_3 und $KI-I_2$ versetzt (*Zwick*, 1965) und 2 Stunden im Wasserbad bei einer Temperatur von $20 \pm 1^\circ C$ aufbewahrt. Schließlich erfolgte die Messung des blauen PVA-Iod-Komplexes spektralphotometrisch bei einer Wellenlänge von 625 nm ($d = 0,5 \text{ cm}$).

3 ERGEBNISSE UND DISKUSSION

In der nachfolgenden Abb. 1 ist die Sorptionsisotherme am Beispiel des Goethits dargestellt.

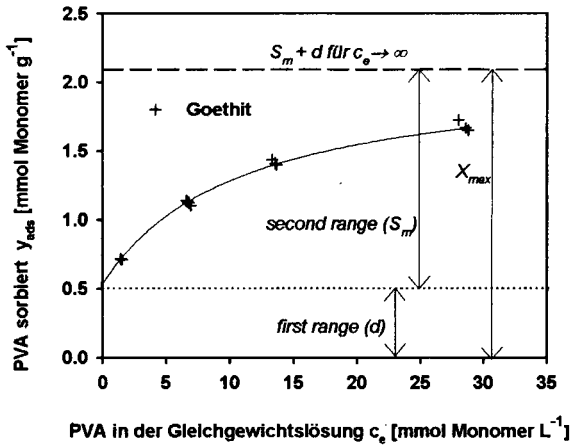


Abb. 1: Sorptionsisotherme von PVA am Goethit

Der steile Anstieg der Adsorptionsisotherme bei kleinen Konzentrationen von PVA in der Gleichgewichtslösung (*first range*) ist vermutlich auf Bindungsplätze energiereicher Zentren an der Feststoffoberfläche zurückzuführen. Bei höheren Konzentrationen von PVA in der Gleichgewichtslösung verläuft die Isotherme flacher (*second range*) und es ist ein Sättigungsphänomen zu beobachten. In diesem Bereich lässt sich der Verlauf der Isotherme mit einer Annäherung nach Langmuir beschreiben. Das Sorptionsmaximum wurde aus dem *first* und dem *second range* ermittelt:

$$Y_{ads} = \frac{S_m \cdot k \cdot c_e}{1 + k \cdot c_e} + d$$

Die Berechnung der Oberfläche S ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) erfolgte aus der Beziehung

$$S = (S_m + d) \cdot N \cdot a_s \cdot 10^{-18},$$

wobei $(S_m + d)$ das Sorptionsmaximum ($\text{mol Monomer} \cdot \text{g}^{-1}$), N die Avogadro Konstante ($6.023 \cdot 10^{23} \text{ mol}^{-1}$) und a_s die Fläche eines PVA-Monomers (0.04268 nm^2) darstellen. Die Abb. 2 zeigt die Ergebnisse der Berechnungen der Oberfläche für die einzelnen Proben im Vergleich zu der BET- N_2 -Oberfläche.

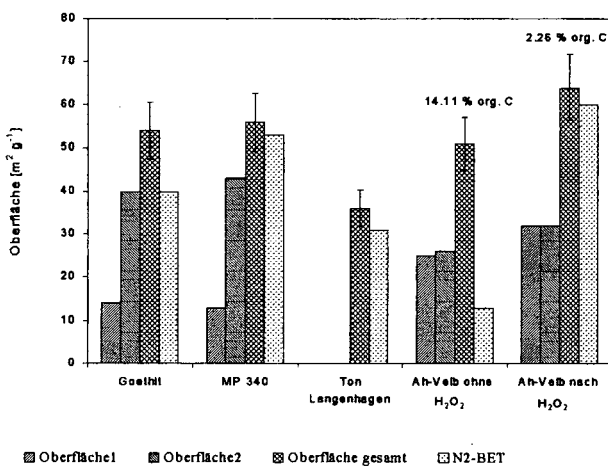


Abb. 2: Vergleich der PVA-Oberflächen mit den BET- N_2 -Oberflächen

Die aus den Sorptionsmaxima berechneten Oberflächen der synthetischen Proben und des Tons liefern Ergebnisse, die mit den BET- N_2 -Oberflächen gut übereinstimmen. Die

gute Übereinstimmung der BET-Oberfläche mit der PVA-Oberfläche des Tons, der höhere Gehalte an Smectit und Kaolinit aufweist, ist ein Hinweis darauf, dass keine Einlagerung von PVA in die Zwischenschichten von Dreischichtsilicaten erfolgt. Ebenso zeigen die aus der Sorption von PVA berechneten Oberflächen der Proben mit höheren Gehalten an organischer Substanz eine starke Diskrepanz zu den dazugehörigen BET- N_2 -Oberflächen.

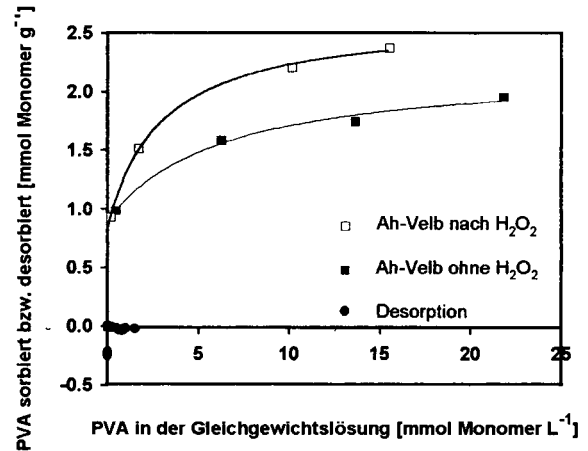


Abb. 3: Sorption/Desorption von PVA am Beispiel der Bodenfraktionen

Versuche zur Desorption erfolgten an den Fraktionen des Oberbodens. Hierfür wurden die Proben nach der Belegung mit PVA und nach anschließendem Dekantieren der überstehenden Lösung mit $\text{H}_2\text{O}_{dest.}$ versetzt und erneut im Thermokonstantraum geschüttelt. Aus der Abb. 3 ist zu erkennen, dass nur sehr geringe Anteile des sorbierten PVA mit H_2O desorbiert werden konnten. Daraus kann gefolgert werden, dass unter den gewählten Bedingungen keine Mehrschichtbelegung von PVA an der Feststoffoberfläche auftritt.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden durch die finanzielle Unterstützung der DFG (FI 264/20-1) gefördert.

LITERATUR

Brunauer, S., P. H. Emmett and E. Teller (1938): Adsorption of gases in multimolecular layers. *Journal of the American Chemical Society* 60, 309-319.

Dyal, D. L. and S. B. Hendricks (1950): Total surface of clays in polar liquids as a characteristic index. *Soil Science* 69, 421-432.

Greenland, D. J. (1963): Adsorption of polyvinylalcohol by montmorillonite. *Journal of Colloid Science* 18, 647-664.

Kavanagh, B. V., A. M. Posner and J. P. Quirk (1976): The adsorption of polyvinyl alcohol on gibbsite and goethite. *Journal of Soil Science* 27, 467-477.

Pagel-Wieder, S. and W. R. Fischer (2001): Estimation of the specific surface area of soil particles by adsorption of polyvinylalcohol in aqueous suspension. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 164, 441-443.

Schwertmann, U. and R. M. Cornell (2000). Iron oxides in the laboratory. WILEY-VCH Verlag GmbH, Weinheim, p. 73-74.

Theng, B. K. G., G. G. Ristori, C. A. Santi and H. J. Percival (1999). An improved method for determining the specific surface areas of topsoils with varied organic matter content, texture and clay mineral composition. *European Journal of Soil Science* 50, 309-316.

Tiller, K. G. and L. H. Smith (1990): Limitations of EGME retention to estimate the surface area of soils. *Australian Journal of Soil Research* 28, 1-26.

Williams, B. G., D. J. Greenland and J. P. Quirk (1966): The adsorption of poly(vinylalcohol) by natural soil aggregates. *Australian Journal of Soil Research* 4, 131-143.

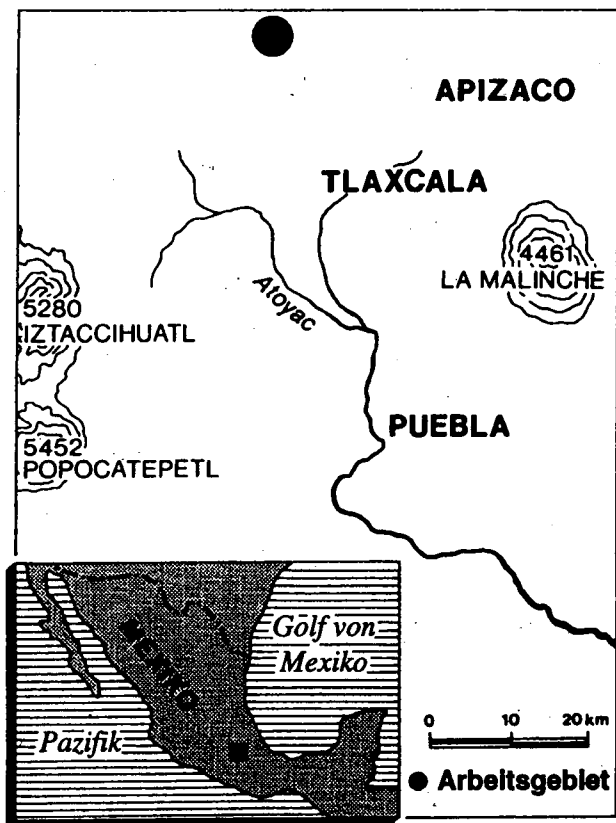
Zwick, M. M. (1965): Poly(vinylalcohol) - Iodine complexes. *Journal of Applied Polymer Science* 9, 2393-2424.

Kieselgelformen und -dynamik in einem Tuff-Bodenkomplex Ergebnisse mikromorphologischer Untersuchungen im Zentralen Hochland von Mexiko

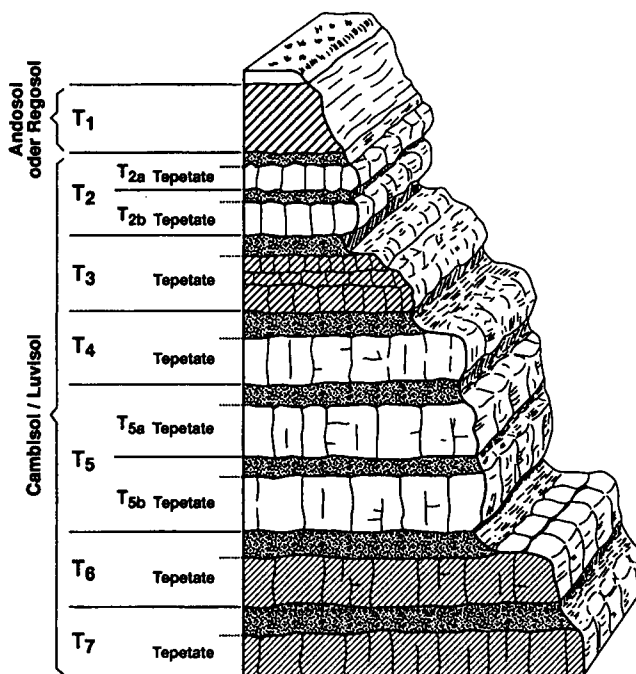
von Thomas Poetsch

Einleitung

Im Zentralen Hochland von Mexiko, einem randtropischen Klimagebiet, wurden vulkanische Ablagerungen und ihre Paläoböden, bis hin zum heutigen Oberflächenboden, mikromorphologisch-mineralogisch untersucht. Die schematisierte Schichtfolge dieser Region zeigt eine Abfolge von sieben Pyroklastika-Paläoböden-Sequenzen (T-1 bis T-7). Für diese Untersuchungen wurde, gestützt auf HESSMANN, 1992; MIEHLICH, 1984; WERNER, 1988, ein am Rande einer Barranca aufgeschlossenes Profil in einer Höhe von 2600 m ü NN, südlich der Ortschaft Talpan (nordwestlich von Apizaco), ausgewählt, das der stratigraphischen Einheit T-2 (13.000 – 21.000 B.P.) entspricht. Die Einheit T-1 fehlt in diesem Profil, T-3 befindet sich unmittelbar im Liegenden des untersuchten Profiltails.



Stratigraphische Gliederung der Paläoböden in den Becken von Mexiko und Tlaxcala (Sammelprofil)



nach Reiner Heßmann, 1992 (verändert)

Ziele

Böden dieses Gebietes sind – neben den bekannten Tonbildungs- und Tonverlagerungsprozessen, durch eine intensive Kieselgeldynamik gekennzeichnet. Ziel der Untersuchungen war es, anknüpfend an POETSCH & ARIKAS, 1997, mit Hilfe mikroskopischer Untersuchungen an ungestörtem Material in natürlicher Lagerung diese Kieselgeldynamik sichtbar zu machen.

Material und Methoden

Dem untersuchten Profil wurden ungestörte Proben in einer dichten Reihenfolge entnommen und von ihnen Dünnschliffe angefertigt. Für den Überblick und zur Absicherung der repräsentativen Ausschnitte wurden Großformat-Dünnschliffe (47 x 47 mm) hergestellt. Parallel dazu wurden für Detailuntersuchungen bei mittlerer und starker lichtmikroskopischer Vergrößerung Präparate im Normalformat (28 x 32 mm) und mit einer besonders geringen

Dicke, z.T. zwischen 5 und 10 µm, angefertigt. In solchen Präparaten kann man insbesondere die Kieselgele, aber auch andere Komponenten phasenoptisch nachweisen und auch sehr feine Objektdetails kontrastreich abbilden (ALTE-MÜLLER, 1997).

Ausgangsgesteine

Die Ausgangsgesteine in diesem Profil sind umgelagerte, d.h. *epiklastische* Pyroklastika (i.S.v. SCHMINCKE, 1988). Sie enthalten Diatomeen- und Silicoflagellatenschalen, die eine Umlagerung der Pyroklastika im Wasser belegen. Vier Lagen solcher Tuffe sind in ihrer Folge durch drei Paläoböden getrennt. Da das Substrat nur recht unbedeutende Mengen an Karbonaten und Eisenoxiden enthält, werden optisch die Kieselgelanteile durch die erstgenannten Substanzen nicht maskiert.

Ergebnisse

Durch das ganze Profil hindurch konnten Bildungen aus Kieselgelen in beträchtlicher Menge mikroskopisch nachgewiesen werden. Ein großer Teil der Kieselgelsubstanzen kann als quasi „primärer“, im abgelagerten Material schon enthaltener Opal angesehen werden. Dies wird insbesondere an der Basis des untersuchten Profils deutlich, wo die Opalpartikel entsprechend der mikroskopischen Feinschichtung eingeregelt sind. Dies betrifft Bioopale (Pflanzenopale, Diatomeen- und Silicoflagellatenschalen) und vor Allem auch umgelagerte Fragmente ehemaliger Opalkrusten. Boden genetisch besonders interessant sind jedoch Kieselgelausfällungen *in situ* in Form mikroskopischer Hüllen, Flocken, Lamellen u.a. Die Lamellen treten teils als selbstständige Gefügeelemente auf, teils sind sie innerhalb oder am Rande von Tonbelägen zu finden. Im

Danksagung

Ich danke Herrn Dr. H.-J. Altemüller für die eingehende Einführung in die Phasenkontrastmikroskopie und für die vielen anregenden wissenschaftlichen Diskussionen und Herrn Priv.-Doz. R. Schallreuter für die Bestimmung der Silicoflagellaten.

Literatur

ALTEMÖLLER, H.-J. (1997): Polarisations- und Phasenkontrastmikroskopie mit dünnen Bodenschliffen (S. 21-88), in: Hohenheimer bodenkundliche Hefte, 40.

HESSMANN (1992): Untersuchungen verhärteter Vulkanascheböden (Tepetate) in den Becken von Mexico und Tlaxcala (Mexico), Bericht für die Kommission der Europäischen Gemeinschaft, Paris, Giessen, 47 p.

Zusammenhang mit den Tonbelägen lehnen sie sich an deren Mikroschichtung an. Oft jedoch ist das Kieselgel auch ohne eigenständige Lamellenbildung dem Ton submikroskopisch beigemischt. Es wurden mikromorphologische Vergleiche unterschiedlich stark verfestigter Proben durchgeführt. Die Basis der am stärksten verfestigten Lage, die ihrerseits die Basis der T-2-Einheit bildet, ist durch einen Mangel an als Leitbahnen dienender mikroskopischer Grobporen gekennzeichnet. Daher ist hier wohl stärker an eine Freisetzung von Kieselsäure *in situ* zu denken, als an eine Verlagerung aus dem Hangenden. Zusätzlich wird die Verfestigung durch die „primär“ dichte Lagerung (aquatisches Sediment, Feinschichtung) des Materials begünstigt.

Die mineralogischen Untersuchungsergebnisse wurden durch chemische Analysen mit der Mikrosonde geprüft und erhärtet (Referenzprofil „Canoa“ nahe Puebla).

Chemische Zusammensetzung ausgewählter Punkte im Dünnschliff (EDAX-Messungen)

Nr.	Al [Gew. %]	Si [Gew. %]	sonstiges [Gew. %]
1	0,39	99,61	
2	0,60	99,40	
3	0,69	99,31	
4	0,36	99,64	
5	0,14	99,86	
6	0,56	99,44	
7	0,55	99,45	
8	0,68	99,32	
9	0,25	99,75	
10	0,11	99,89	
11	0,12	99,88	
12	0,63	99,37	
13	0,13	99,87	
14	1,91	98,09	
15	1,97	97,02	Fe 1,01
16	2,90	95,42	Fe 1,51 Mg 0,17
17	2,81	95,83	Fe 1,37

MIEHLICH, G. (1984): Chronosequenzen und anthropogene Veränderungen andesitischer Vulkanascheböden in drei Klimastufen eines randtropischen Gebirges (Sierra Nevada de Mexico), Habilitationsschrift, Universität Hamburg, Hamburg, 417 p.

POETSCH, T. & K. ARIKAS (1997): The Micromorphological Appearance of Free Silica in some Soils of Volcanic Origin in Central Mexico, in: Suelos volcanicos endurecidos, III Simposio Internacional (Quito, 1996).

SCHMINCKE, H. U. (1988): Pyroklastische Gesteine (S. 97-184), in: H. Füchtbauer, Sedimente und Sedimentgestein.

WERNER, G. (1988): Die Böden des Staates Tlaxcala im Zentralen Hochland von Mexico, Das Mexico-Projekt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, XX, 207 S., Wiesbaden (Steiner)

Nährstoffversorgung aus dem Bodenskelett eines Buntsandstein-Standortes im Pfälzerwald in Abhängigkeit von Tiefenstufe und Gesteinsgefüge

Gebhard Schüler und Rüdiger Butz-Braun¹

1. Einleitung

Bodenmineralogische Untersuchungen einer forstlichen Versuchsfläche im Pfälzerwald mit dem Ausgangssubstrat Sandsteine des Mittleren Buntsandsteins haben ergeben, dass im stark versauerten Feinboden (< 2 mm) der Verwitterungshorizonte nur sehr wenig (Ton-) Minerale, die basische Kationen freisetzen können, vorliegen. Da trotzdem keine gravierenden Nährelementmangelerscheinungen an dem aufstockenden Kiefern-Buchen-Bestand zu erkennen sind, wird die ausreichende Nährstoffversorgung nicht alleine auf die Nährelementfreisetzung aus dem Feinboden zurückgeführt.

bende lockere Material wurde abgeschüttelt und abgebürstet. Von dem nun freiliegenden Festgestein wurden von der Oberfläche kleinere Sandsteinstücke herausgemeißelt und gemörsert.

Bei allen Proben erfolgte eine Behandlung mit Ultraschall und eine anschließende Fraktionierung der < 2 µm-Fraktion, die unbehandelt luftgetrocknet, nach Ethylenglycol-Behandlung mit und ohne Mg-Belegung, HCl-Behandlung sowie nach thermischen Behandlungen bei 150°, 350°, 450° und 550°C röntgendiffraktometrisch untersucht wurden. Weiterhin konnte von der ungestörten sandigen Lage der Abb. 1b, mit der hellen feinkörnigen mittleren Schicht, in der Feinwurzeln verlaufen, ein Anschliff angefertigt werden, von dem neben lichtoptischen auch rasterelektronenmikroskopische Aufnahmen angefertigt wurden (Abb. 2).

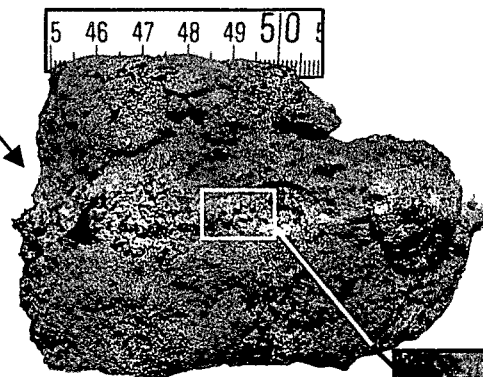
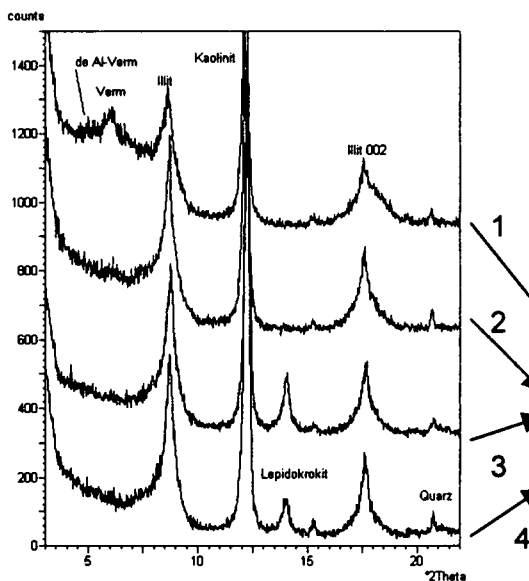


Abb. 1a: RDF der belegten und EG-behandelten Proben

Abb. 1b: Feinwurzel mit hellerer Matrix in einem Sandstein

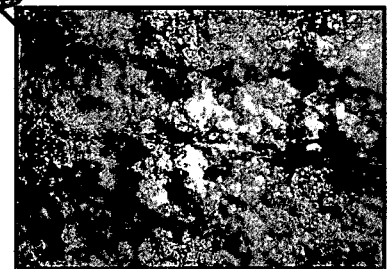


Abb. 1c: Ausschnitt aus Abb. 1b

2. Material und Methoden

Die Proben für die Untersuchungen wurden aus einem 2,10 m tiefen Baggerschurf aus dem Ausgangsgestein unterhalb der Verwitterungshorizonte entnommen.

Die Wurzeln wurden vorsichtig herauspräpariert und das anhaftende Material durch Ultraschall in Wasser abgelöst. Das auf dem Sandstein verblei-

3. Ergebnisse

Im Ausgangsgestein wachsen die Wurzeln fächerartig entlang von Kluft- und Schichtflächen und hier bevorzugt in feinkörnigem Material (Abb. 1b, 1c und 2).

¹ PD Dr. habil. Gebhard Schüler, e-mail: schueler@rhrk.uni-kl.de - Butz-Braun@t-online.de

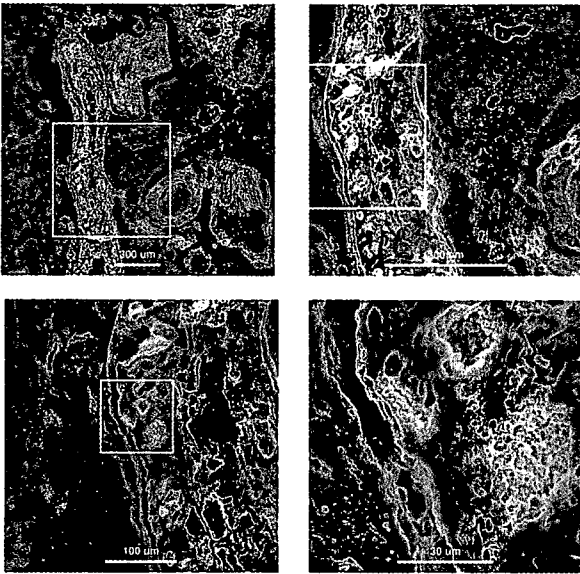


Abb.: 2: REM-Aufnahmen aus dem Wurzelbereich

In unmittelbarer Nähe zu den Feinwurzeln (1 in Abb. 1b) treten neben Illit und Kaolinit größere Mengen an Vermiculiten auf (s. RDF in Abb. 1a), die sehr wahrscheinlich aus den Illiten entstanden sind. Der Vermiculit-Anteil verringert sich mit zunehmendem Abstand (wenige mm) zu den Wurzeln (2 und 3 in Abb. 1 b) und ist ab 5-10 mm allenfalls noch in Spuren vorhanden (4 in Abb. 1b). Bei dem Sandstein selbst konnten als Tonminerale lediglich Kaolinit und Illit identifiziert werden.

Die Zwischenschichten der Vermiculite sind mit Alhydroxy-Polymeren belegt, wie an dem thermischen Verhalten bei 350° C und nach HCl-Behandlung zu sehen ist. Im Feinboden, welcher den Wurzeln unmittelbar anhaftet, kommen sogar de-Alchloritisierte Al-Vermiculite vor, die nur in stark versauerten Böden auftreten. Demzufolge reicht die Kationen-Freisetzung – auch die von Aluminium – aus Tonmineralen entlang von Wurzeln bis zu einer Tiefe von mindestens zwei Meter und wahrscheinlich noch darunter. Tiefenabhängige Veränderungen konnten nicht nachgewiesen werden.

4. Diskussion

Mit zunehmender Tiefe gewinnt die Kationenaustauschkapazität des Skeletts gegenüber der Kationenaustauschkapazität des Feinbodens an Bedeutung (DEUTSCHMANN und LUDWIG 2000). Wie BUTZ-BRAUN (1999) außerdem zeigen konnte, ist der Tonmineralanteil im Bodenskelett des Sandsteins mit 2 – 5 % gegenüber den Spurenanteilen im Feinboden relativ hoch. Neben gut auskristallisier-

ten Kaoliniten als sedimentäres Bindemittel des Sandsteins kommen insbesondere Illite vor. Feinwurzeln, welche in Klüfte und Schichtflächen vordringen, lösen nach WANG et al. (2001) durch eine Protonenabgabe eine Versauerung der Rhizosphäre aus, die mit einer verstärkten Mineralverwitterung im Rhizosphärenboden verbunden ist. Wie gezeigt werden könnte, werden dabei Illite in der Wurzelmatrix vermiculitisiert und Nährelemente, insbesondere Kalium, freigesetzt. KOHLER et al (2000) sowie SCHACK-KIRCHNER et al. (2000) schreiben den „vermiculitisierten Kavitäten“ im Skelett von Gneisen, Graniten und Sandsteinen, die durch Mykorrhizahyphen und Feinwurzeln erschlossen werden können, eine nicht unerhebliche Bedeutung für die Versorgung der Bäume mit Nährelementen zu. Auch wenn der Beitrag des Grobbodens am gesamten pflanzenverfügbaren Nährelementvorrat von KOHLER et al. (2001) in Sandsteinstandorten nicht so hoch eingeschätzt wird, erscheint es doch sehr wahrscheinlich, dass die Nährelementmobilisierung über eine von den Wurzeln ausgelöste Mineralverwitterung in Kluft- und Schichtflächen des tiefer anstehenden Ausgangsgesteins auf Buntsandsteinstandorten entscheidend für eine ausreichende Waldernährung sein kann.

5. Literatur

- BUTZ-BRAUN, R. (1999): Tonmineralbildungen in der Skelettfraktion von Waldböden. Ber. Freiburger Forstl. Forschung, H. 7, 121-124
- DEUTSCHMANN, G. und LUDWIG, B. (2000): Exchangeable cations in rock fractions and fine earth in soil profiles of different genesis. J. Plant Nutr. Soil Sci., 163, 185-189
- KOHLER, M., v. WILPERT, K. und HILDEBRAND, E.E. (2000): The soil skeleton as a source for the short-term supply of „base cations“ in forest soils of the Black Forest (Germany). Water Air Soil Poll., 122, 37-48
- KOHLER, M., HEISNER, U. und HILDEBRAND, E.E. (2001): Der Beitrag des Grobbodens zur Waldernährung und zum Stoffkreislauf auf Standorten des Schwarzwaldes. Poster zum Kongress der DBG in Wien
- SCHACK-KIRCHNER, H., v. WILPERT, K. und HILDEBRAND, E.E. (2000): The spatial distribution of soil hyphae in structured spruce-forest soils. Plant and Soil, 224, 195-205
- WANG, Z., GÖTTLEIN, A. und BARTONEK, G. (2001): Effects of growing roots of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) on rhizosphere soil solution chemistry. J. Plant Nutr. Soil Sci., 164, 35-41

Für die Anfertigung der Anschliffe und der REM-Aufnahmen bedanken wir uns bei Katja Bieber und Michael Hellwig, Fachber. Geowissenschaften der Univ. Marburg

Eigenschaften von äolischen Stäuben im weltweiten Vergleich

Karl Stahr & Ludger Herrmann
(gewidmet K. Inoue[†])

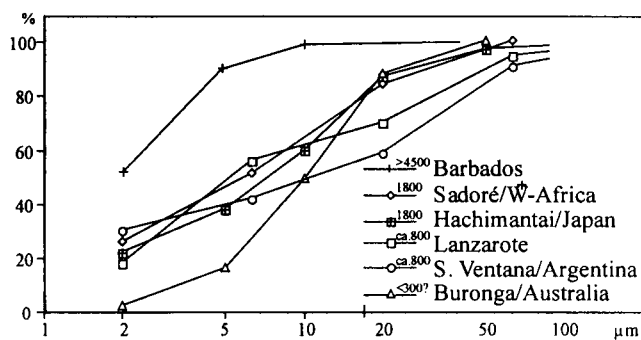
Motivation

Der Transport und die Deposition von mineralischen äolischen Stäuben spielt insbesondere in den Trockengebieten und angrenzenden Räumen eine Rolle. Während in Mitteleuropa der Lößeinfluß auf Böden relativ gut dokumentiert ist, wird international die Bedeutung deponierter äolischer Stäube für die Genese und Eigenschaften von Böden noch weitgehend unterschätzt. Dies obwohl mehrere Arbeiten (u.a. Jackson et al. 1972, Jahn 1995, Reheis 1990) die steigende Bedeutung äolischer Stäube mit zunehmendem Alter der Böden belegen. Ein wichtiger Grund für die geringe Berücksichtigung ist die mangelnde Kenntnis quantitativer Daten, die eine Bilanzierung von Staubakkumulationen in Böden erlauben würde. Dieser Beitrag möchte erste Ergebnisse zur quantitativen Charakterisierung von Stäuben aus verschiedenen Regionen der Erde vorstellen. Zu Verfahren der Quantifizierung von Staubbeimengungen in Böden sei auf Herrmann et al. (1996) und Jahn (1995) verwiesen.

Physikalische Eigenschaften

Der Modalwert der Stäube fällt mit der Entfernung zur Quelle durch gravitatives Absinken der schwereren Partikel (Abb. 1). Aber die Partikelverteilung ist selbst nach langen Transportdistanzen noch von den Eigenschaften der Staubquelle beeinflusst. Stäube aus SO-Australien weisen z.T. nur geringe Anteile an feinen Partikeln (<30 µm) auf. Es besteht also eine Quellenlimitierung. Auf dem Transport nach Neuseeland findet nur eine unwesentliche relative Anreicherung der Partikel <4 µm statt (Kiefert 1995). Es ergibt sich ein Modalwert von 20 µm in einer Entfernung von ca. 2500 km von der Quelle. Dies entspricht einer Körnungsverteilung, wie wir sie in mitteleuropäischen Lössen in einer Entfernung vom Liefergebiet von <100 km erreichen.

Bei der Modellierung der Transporte müssen also unbedingt die Eigenschaften der Staubquelle mit



(nach Ergebnissen von Inoue & Nause 1987, Jahn 1995, Kiefert 1995, Pyc 1989 und eigenen)

Abb. 1: Partikelgrößenverteilung verschiedener Staubproben und Entfernung zum potentiellen Liefergebiet (in km).

berücksichtigt werden. Zudem ist es hierfür entscheidend die reale Korngrößenverteilung möglichst ohne jede Dispergierung zu bestimmen. Für die Bilanzierung in Böden hingegen ist es i.d.R. sinnvoll eine komplette Dispergierung unter Zerstörung löslicher Anteile und aggregierender Substanzen durchzuführen.

Mineralogische Zusammensetzung

Um eine Bilanzierung von Staubeinträgen auf der Basis der Mineralogie und Geochemie vorzunehmen, ist es wichtig die Eigenschaften der deponierten Stäube zu beschreiben. Denn suspendierte und deponierte Stäube unterscheiden sich sowohl hinsichtlich physikalischer als auch chemischer und mineralogischer Eigenschaften (Kiefert 1995).

Die meisten Stäube weltweit sind quarzdominiert. Eine Ausnahme bilden die Stäube der Pampa Argentinens. Ihr Kennzeichen ist ein hoher Gehalt an Feldspäten und vulkanischen Gläsern. Akzessorisch treten Magnetit, Calcit und Hornblende auf. Während in Israel deponierte Stäube häufig hohe Calcitanteile aufweisen, sind Stäube in SO-Australien karbonatfrei. Die saharischen Stäube unterscheiden sich stark nach dem Quellgebiet. Südlich der Sahara sind sie karbonatfrei oder -arm. Auf Lanzarote hingegen wies eine Staubprobe 18,5 % Kalk auf (Jahn 1995).

Nur für wenige Gebiete liegen Serienuntersuchungen vor, die saisonale Unterschiede oder Gradienten mit der Entfernung von der Quelle belegen. In der Pampa Argentinens scheint es keine gerichteten saisonalen Unterschiede in der

mineralogischen Zusammensetzung zu geben (Ramsperger et al. 1998). In Westafrika hingegen unterscheiden sich trocken- und regenzeitliche Stäube durch unterschiedliche Gehalte an leichter verwitterbaren Komponenten (Calcit, Feldspäte) und es steigen bei den trockenzeitlichen Stäuben die Calcitanteile mit steigender Entfernung von den Quellgebieten. Letzteres ist ein Hinweis darauf, daß die Quellen durch sekundäre Karbonate gekennzeichnet sind. Reihenuntersuchungen an nordjapanischen Stäuben belegen mögliche Änderungen der Staubeigenschaften während des Transportes in der Atmosphäre. Heutige Staubproben sind grau und kalkfrei. Ältere Proben hingegen waren gelblich bis rötlich und kalkhaltig (Inoue et al. 1991) Offensichtlich werden die Stäube mit Quellen in Westchina beim Transport über die ostchinesischen Industriegebiete durch Säureeinwirkung verändert. Hinzu kommen Trends bei der Tonmineralzusammensetzung in Richtung heutiger größerer Anteile von Illit auf Kosten aufweitbarer Tonminerale (Smektit, Vermiculit), die sich auch in der Geochemie widerspiegeln. Ein Hinweis auf eine geographische Quellenverschiebung?

Tabelle 1. Tonmineralzusammensetzung ausgewählter Staubproben (Quellen siehe Abb.1)

	14-18	10-14	10	7
	Å	Å	Å	Å
Lanzarote	10	25	38	27
Niger	35	10	5	50
Argentinien	60	10	25	5
Australien Charleville	15		10	75
Australien Fowlers Gap	45		25	30

Die Tonmineralogie von Stäuben unterscheidet sich deutlich je nach Liefergebiet (Tabelle 1). Insbesondere die Ergebnisse zu den circum-saharischen und australischen Stäuben belegen, daß in größeren Trockengebieten mit einer Anzahl bedeutender Quellen gerechnet werden muß. In SO-Australien ist die Tonmineralzusammensetzung z.B. mal von Smektit und mal von Kaolinit dominiert. Im Norden und Nordosten der Sahara ist Illit bedeutend und in Proben aus Nordafrika wurde Palygorskit nach-

gewiesen. Südlich der Sahara sind Kaolinit und aufweitbare Tonminerale (Smektit und Wechsel-lagerungen) prägend.

Schlußfolgerungen

Die ausgewerteten Untersuchungen zeigen, daß die Datengrundlage für die Bilanzierung des Staubeinflusses auf Böden in vielen Gebieten noch unzureichend ist. Während von suspendierten Stäuben aus der Atmosphärenforschung viele Daten vorliegen, (die häufig die Partikel >10 µm exkludieren), sind quantitative Daten von deponierten Stäuben rar. Es fehlt insbesondere an Serienuntersuchungen, die zeitliche und räumliche Gradienten erhellen.

Auf Langstreckentransporten muß mit der chemischen und mineralogischen Veränderung der Stäube gerechnet werden, sodaß die Charakterisierung deponierter Stäube nicht zwangsläufig Aussagen über die Quellgebiete zuläßt (z.B. karbonathaltig oder -frei). Es sollte darüber nachgedacht werden, inwieweit marine und limnische Sedimente zur Rekonstruktion mittlerer Staubeigenschaften herangezogen werden können. Mittelfristig muß eine Standardisierung der angewandten Methoden erfolgen, um international vergleichbare Ergebnisse zu erzielen.

Literatur

- Herrmann, L., R. Jahn und K. Stahr (1996): Identification and quantification of dust additions in peri-Saharan soils. pp. 173-182 in S. Guerzoni, R. Chester (eds.) The impact of African dust across the Mediterranean. Kluwer. Dordrecht. Niederlande.
- Inoue, K., H. Satake, T. Shima & N. Yokota (1991): Partial neutralization of acid rain by Asian eolian dust transported over a long distance. Soil Sci. Plant Nutr. 37: 83-91.
- Jackson, M.L., F.R. Gibbons, J. K. Xyers & D.L. Mokma (1972): Eolian influence on soils developed in a chronosequence of basalts of Victoria, Australia. Geoderma 8: 147-163.
- Jahn, R. (1995): Ausmaß äolischer Einträge in circum-saharische Böden und ihre Auswirkungen auf Bodenentwicklung und Standortseigenschaften. Hohenheimer Bodenkundl. Hefte 23. 213S.
- Kiefert, L. (1995): Characteristics of wind transported dust in Eastern Australia. PhD-Thesis. Griffith University. 324S. & Appendix.
- Ramsperger, B., L. Herrmann & K. Stahr (1998): Dust characteristics and source-sink relations in eastern West Africa (SW-Niger and Benin) and South America (Argentinean Pampas). Z. Pflanzern. & Bodenkunde 161: 357-363.
- Reheis, M.C. (1990): Influence of climate and eolian dust on the major-element chemistry and clay mineralogy of soils in the northern Bighorn Basin, USA.

Chemical and mineralogical composition of some ferrimagnetic minerals occurring in industrial dusts and contaminated soils

Z. Strzyszczyk and T. Magiera

Introduction

Fossil fuels burning and many other high temperature technological processes used in many branches of industry cause production of ferrimagnetic minerals. They can occur during metallurgical and foundry processes (autochthonous) or can be result of mineralogical transformation of paramagnetic iron minerals during coal burning and coking, non-ferrous metal processing, brick, cement and ceramic material production as well as result of thermal activity on mining waste heaps. Great amount of ferromagnetic minerals are collected in electrofilters but some part is emitted to the atmosphere and then is deposited on the soil surface. As a result of their ferrimagnetic properties their presence in dust, soil and sediment can be easily detected by simple and easy measurement of magnetic susceptibility. The industrial dustfall causes an increase of topsoil magnetic susceptibility as well as susceptibility of river, lake and marine sediments and plants capable for dust accumulation. The most enhanced susceptibility was observed in metallurgical dusts and fly ashes. Also considerable increase of magnetic susceptibility in cement dust was noticed. The enhanced magnetic susceptibility of topsoil is accompanied by increase heavy metal content what is not neutral for biological properties of soil, thus it has an ecological aspect.

Materials and Methods

Magnetic material was separated from industrial dusts as well as from topsoil by hand magnet. The scanning microscopy and microprobe analysis were used to determine the particle shape, size and chemical composition. For the study of time dependence of Fe^{2+} and Fe^{3+} content in solution 1 g of magnetite separated from fly ash was placed in 1000 ml of deionised water. The pH value was decreased to 3.5 by using 0.001N H_2SO_4 . Such mixture was mixing using argon flux 8 hours per day with pH corrections (observed pH fluctuation 3.49 - 3.57). Sampling (2x5ml) and measurement of Fe^{2+} and Fe^{3+} was done by colorimetric methodology after different time of dissolution.

Results

Industrial dusts contain relatively large amount of iron compounds. In 1980's a maximum iron fall in

Upper Silesia exceeds in some areas $170 \text{ gm}^{-2}\text{yr}^{-1}$, and annual values between 10 and 60 gm^{-2} were very often (Strzyszczyk 1993, Strzyszczyk et al., 1996). From the ecological point of view not only the total Fe content, but also mineralogical and chemical variety of iron forms in emitted dust are very important.

The total Fe content in metallurgical dust varies from 15 to 89% dependently of iron ore (Jarzebski and Kapala 1976). Metallurgy produce mostly coarse-grained irregular particles of magnetite and hematite (Fig 1a). Fraction between 50 and $600 \mu\text{m}$ is most common. Also pure iron (αFe) was noticed (Strzyszczyk 1999). In case of magnetite ore the content of ferrimagnetic minerals in dust emitted is relatively high. Also a different kind of metallurgical processes (sintering of iron ores, blast-furnace, Thomas, converter process etc.) produce a different amount of ferrimagnetic minerals. In some cases also a high content of Mn (up to 16%) as well as Ca and SiO_2 (up to 20%) is observed (Jarzebski and Kapala 1976). In soils surrounding the "Pokoj" ironwork the content of ferrimagnetic minerals exceeds 1.25 % (Strzyszczyk et al. 1988).

Magnetic spherules of anthropogenic origin in fly ashes and topsoil (Fig 1b) in areas of high dustfall

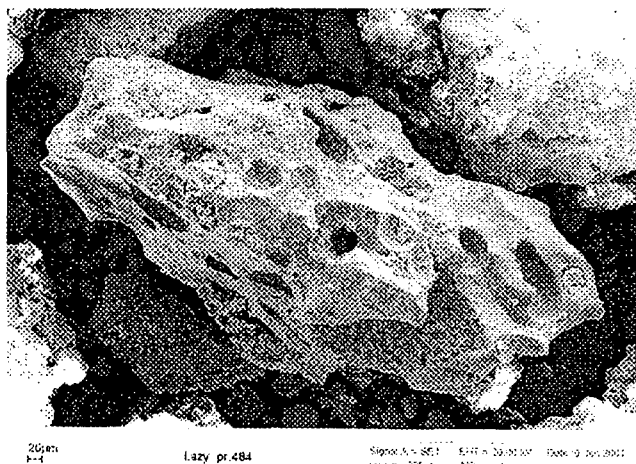


Figure 1a. Ferrimagnetic pumice-like phase in topsoil close to iron plant

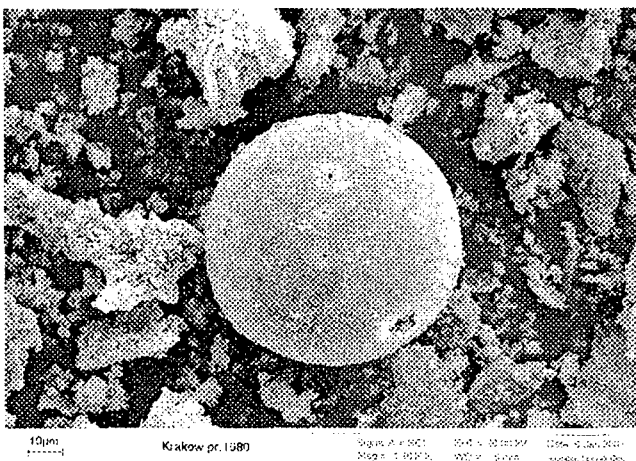


Figure 1b. Ferrimagnetic spherule in fly ash

occur usually in the form of substituted spinels $Fe_3-xM_xO_4$, intermediate magnetite - maghaemite phase, as well as in form of different kind of ferrites (StrzyszcZ et al., 1996). Such magnetic phases contain 78 - 90 % of Fe, 0.05 - 6 % of Si, 0.05 - 1.25% of Ca and 0 - 5.3% of Mg (Tab. 1).

	Particle No.				
	1	2	3	4	5
Si	0.04	0.24	5.90	0.19	0.05
Ti	0.02	0.12	0.17	0.06	0.93
Al	0.78	0.87	5.95	0.11	1.57
Fe	84.81	88.79	78.28	90.05	85.92
Mn	1.07	0.03	0.17	0.08	0.611
Mg	5.34	0.01	0.35	0.00	4.17
Ca	1.26	0.03	0.10	0.03	0.04
Na	0.00	0.04	0.06	0.00	0.01
K	0.02	0.00	0.77	0.02	0.01
Total	93.34	90.13	91.75	90.54	93.31

Table 1. Stoichiometric analysis of five magnetic particles from fly ash

In cement dust magnetite and Ca-ferrites are commonly observed. The magnetite/ferrite ratio is dependent of iron rich additives (blast-furnace slag, power dust). Such elements as Ca (50 - 70 %), SiO₂ (10 - 21 %), Al (3 - 8 %) and K (2 - 6 %) dominate chemical composition. The content of magnetic particles is 6 - 30 % of total Fe (StrzyszcZ 1995, Goluchowska 1996).

In areas influenced by industrial dust the topsoil susceptibility is strongly enhanced. The effect is well recognised in forest. Anthropogenic particles separated from topsoil are very similar in chemical and mineralogical composition to those observed in industrial dusts. Their ecological hazard is due to heavy metals, which are often connected with magnetic phase of industrial dust. Among the heavy metals lead is consider to be the most dangerous. Their potential ability of release into the soil environment is a function of:

- i) form of chemical bounding (surface adsorption, crystal lattice)
- ii) dissolution of magnetic particles
- iii) soil pH
- iv) contact time

In case of power dust particles separated from soil dependently of pH and contact time considerable large amount of Fe²⁺ in compare to Fe³⁺ ions was observed in solution (Fig 2).

Conclusions

Ferrimagnetic minerals are different in shape, size as well as in mineralogical and chemical structure dependently of technological processes and branch of industry. Their physical, chemical, mineralogical and

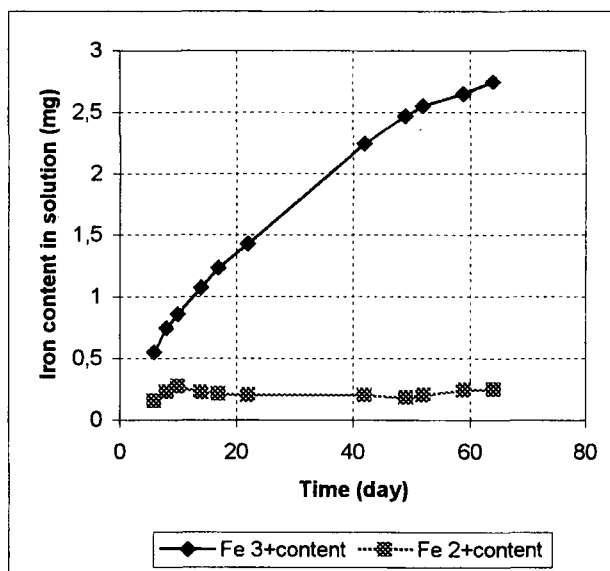


Figure 2. Time dependence of Fe²⁺ and Fe³⁺ content in solution.

magnetic parameters may help to distinguish the source of their origin.

The strong correlation between ferrimagnetic particles and some heavy metals in many industrial dust was observed.

Accumulation of ferrimagnetic particles in soil and sediments as a result of industrial dustfall strongly enhance their susceptibility and give the evidence of increased immission of heavy metals on some areas. Because of its simplicity the magnetic susceptibility measurements decrease the costs of surface monitoring.

References

Goluchowska, B. 1996. Magnetic susceptibility and heavy metal content in cement and lime dusts in Opole Province in environmental protection aspect. (in Polish. PhD thesis, Institute of Environmental Engineering. PAS. Zabrze. Poland).

Jastrzębski, S and Kapała, J. 1976 Atlas of pollution emitted by iron metallurgy (in Polish). Slask. Katowice. Poland.

StrzyszcZ, 1993. Magnetic susceptibility of soils in the area influenced by industrial emissions. Soil Monitoring. Monte Verita. Birkhäuser Verlag. Basel p. 255 - 269.

StrzyszcZ, 1995. Gehalt an Ferromagnetika in den von der Immission der Zement-industrie in der Wojewodschaft Opole beeinflussten Böden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., No. 76. P. 1477-1480.

StrzyszcZ, 1999. Sources of anthropogenic ferrimagnetic minerals in soils. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., StrzyszcZ, Z., Magiera, T. and Heller, F.: 1996. The influence of industrial immissions on the magnetic susceptibility of soils in Upper Silesia Studia geoph. et geod. 40, 276-286.

StrzyszcZ, Tolle R. and Katzur J., 1988. Zur Anwendung eines hochfrequenten Messverfahrens für den Nachweis von ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. Arch. Ochr. Srod. 3 - 4: 137 - 143.

Druck-/Säureaufschluss-Extrakte aus verschiedenen Böden und Sedimenten Norddeutschlands und deren Beziehung zum Mineralbestand

Jamal Tarrah¹, Nils König¹, Henning Meesenburg¹, Michael Mindrup¹, Karl Josef Meiwes¹ und Rüdiger Butz-Braun²

Einführung

Zur ökologischen Bewertung werden Waldböden mit dem Königswasseraufschluss, mit dem HNO₃-Druckaufschluss und mit dem HNO₃/HF-Aufschluss untersucht. Mit dem Königswasseraufschluss und dem HNO₃-Druckaufschluss werden Bodenproben, verglichen mit dem HNO₃/HF-Aufschluss, nur teilweise aufgeschlossen. Erstere Aufschlüsse sind aber einfacher und schneller zu handhaben. Hier wird vorgestellt, wie die Ergebnisse der drei Aufschlussverfahren zueinander stehen und welche Beziehung sie zur Mineralsausstattung der Böden haben.

Material und Methoden

Untersucht wurden Boden- und Sedimentproben (0 - 40 m) von niedersächsischen Boden-Dauerbeobachtungsflächen und Level II-Flächen. Insgesamt 40 Proben wurden auf die Elemente Na, K, Mg, Ca, Fe, Mn, Al, P, und S mit Königswasser-, HNO₃-Druckaufschluss und HNO₃/HF-Aufschluss untersucht (König u. Fortmann, 1996) Die Mineralgehalte wurden mittels XRD und IR-Spektroskopie untersucht (Flehmig u. Kurze, 1973). In den Proben kommen die Minerale Illit/Glimmer (0,8 - 73 Gew.%), Vermikulit (- 19 Gew.%), Smektit (- 13 Gew.%), Kaolinit (- 8 Gew.%), Chlorit (- 2 Gew.%), Orthoklas (- 10 Gew.%), Albit (- 6 Gew.%) und Quarz (12 - 94 Gew.%) vor.

Ergebnisse

Die Elementgehalte der drei Aufschlussverfahren sind eng miteinander korreliert; der HNO₃-Druckaufschluss zeigt höhere Korrelationen mit dem HNO₃/HF-Aufschluss als der Königswasseraufschluss (Tab. 1; Abb. 1, 2). Der HNO₃-Druckaufschluss erfasst mehr K, Mg, Ca, Al, Fe und P als der Königswasseraufschluss. K und Mg zeigen signifikante Beziehungen zum Illit-

/Glimmergehalt bzw. Gehalt an Dreischichttonmineralen in der Reihenfolge HNO₃/HF-Aufschluss \approx HNO₃-Druckaufschluss > Königswasseraufschluss. K und Mg im HNO₃-Druckaufschluss sind eng mit dem Illit-/Glimmergehalt bzw. mit dem Dreischichttonmineralgehalt im unteren Bereich korreliert. (Abb. 3 u. 4).

Tab. 1: Statistische Kenngrößen für lineare Regressionen ($y = ax + b$) zwischen HNO₃-Druckaufschluss (y) bzw. Königswasseraufschluss (y) und HNO₃/HF-Aufschluss (x) (***) = signifikant $p \leq 0.001$).

	HNO ₃ -Druckaufschluss			
	a	b	r ²	
Na	-0,01	0,28	0,00	
K	0,82	-5,45	0,96	***
Mg	0,91	-0,01	1,00	***
Ca	0,73	-0,08	0,95	***
Fe	0,91	-0,03	1,00	***
Mn	0,91	-0,01	1,00	***
Al	0,82	-5,26	0,98	***
P	0,75	-0,01	0,99	***
S	1,03	0,00	0,95	***

	Königswasseraufschluss			
	a	b	r ²	
Na	0,01	0,14	0,01	
K	0,39	-2,68	0,81	***
Mg	0,69	-0,07	0,95	***
Ca	0,64	-0,15	0,87	***
Fe	0,84	-0,11	0,98	***
Mn	0,93	-0,01	1,00	***
Al	0,41	-1,43	0,88	***
P	0,65	0,00	0,83	***
S	0,99	0,01	0,93	***

¹ Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen

² Tonmineralogische Beratung, Heidestr. 2, 35274 Kirchhain

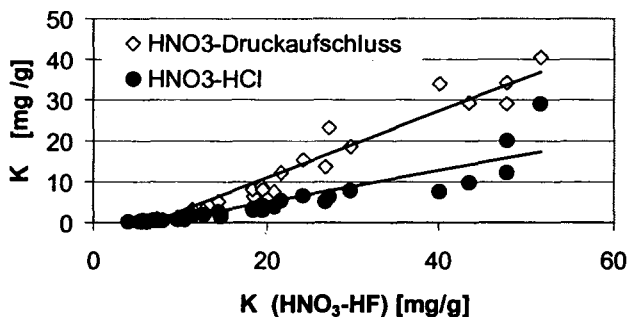


Abb. 1: K-Gehalte im HNO₃-Druckaufschluss bzw. Königswasseraufschluss (HNO₃/HCl) vs. K-Gehalte im HNO₃/HF-Aufschluss.

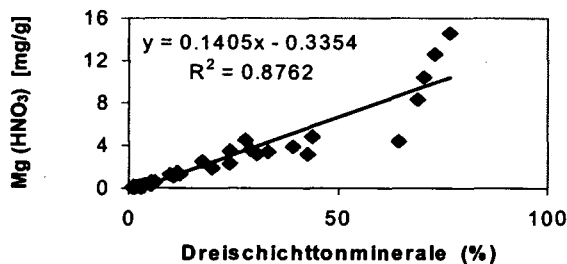


Abb. 4: Mg-Gehalt im HNO₃-Druckaufschluss vs. Dreischichttonmineralgehalt

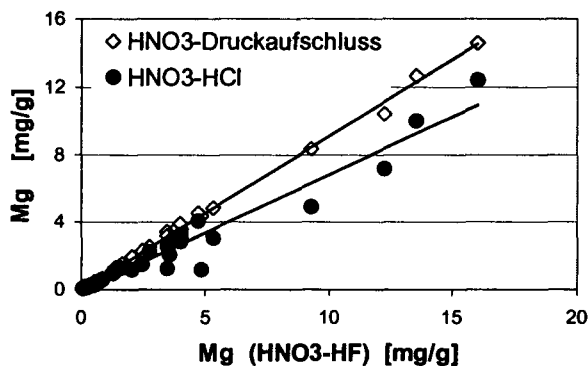


Abb. 2: Mg-Gehalte im HNO₃-Druckaufschluss bzw. Königswasseraufschluss (HNO₃/HCl) vs. Mg-Gehalte im HNO₃/HF-Aufschluss

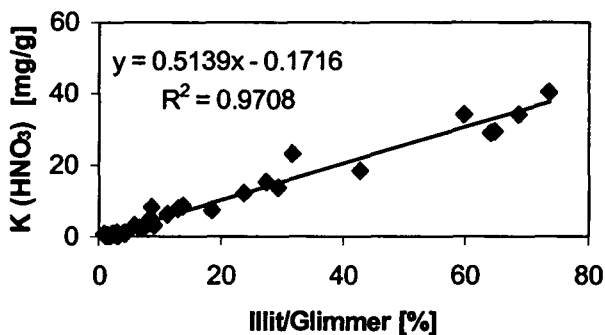


Abb. 3: K-Gehalt im HNO₃-Druckaufschluss vs. Illit-/Glimmergehalt

Schlussfolgerungen

Die Elementgehalte aus den drei Aufschlussverfahren eignen sich als Indikator für die langfristige Nährstoffnachlieferung aus Waldböden.

Die engen Korrelationen zwischen den Elementgehalten der untersuchten Aufschlussverfahren erlauben die Bewertung von Böden in einheitlichen Klassifikationssystemen, wie sie beispielsweise in der Standortkartierung benutzt werden.

Der HNO₃-Druckaufschluss liefert ähnlich gute Beziehungen zum Mineralgehalt wie der HNO₃-/HF-Aufschluss und kann daher als einfaches Verfahren zur ökologischen Charakterisierung von Waldböden empfohlen werden.

Die hier gefundenen statistischen Beziehungen zwischen Elementgehalt und Mineralgehalt wie auch zwischen den Elementgehalten verschiedener Aufschlussverfahren sind jedoch nicht ohne weiteres verallgemeinerbar. Derartige Beziehungen müssen jeweils für das zu untersuchende Gebiet geprüft werden, bevor die Elementgehalte zur Schätzung von Mineralgehalten benutzt werden.

Literatur

Flehmg, W., Kurze, R., 1973. Die quantitative infrarotspektroskopische Phasenanalyse von Mineralmengen. N. Jb. Mineral. Abh. 119, 101-112.

König, N., Fortmann, H., 1996. Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabors II des Forschungszentrums Waldökosysteme, Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 46-49.

Die Verteilung von Schwermetallen in Böden und Kolluvien in einer südwestdeutschen Lösslandschaft

Terhorst, Birgit¹

1. Einleitung

In einem Lössgebiet südlich von Heilbronn wurde eine Bestandsaufnahme zum Ausmass der Schwermetallbelastung der Böden und Sedimente durchgeführt. Die Gesamt-Schwermetallgehalte (Königswasser) von Pb, Cr, Ni, Zn und Cu stehen im Mittelpunkt der Untersuchungen. Intensiv agrarisch genutzte Böden und Kolluvien werden im Vergleich mit einem Waldboden sowie fossilen Bodenhorizonten (interglaziale Bt-Horizonte, interstadialer Ah-Horizont) bewertet. Das Bild der Bodenverbreitung im Untersuchungsgebiet wird durch die agrarische Nutzung und damit verbundene Bodenerosion bestimmt, so dass verschiedene Erosionsstadien der Bt-Horizonte auf den flachen Landschaftsbereichen, Pararendzinen auf den Hängen und Kolluvien in den Tiefenlinien ausgebildet sind. Charakteristisch ist zudem das Auftreten von begrabenen, degradierten Feuchtschwarzerden unter kolluvialen Sedimenten. Die pH-Werte der Acker- und Paläoböden liegen zwischen 6,4 und 7,4 (CaCl₂), die der Parabraunerde unter Wald hingegen schwanken zwischen 3,41 und 5,7.

2. Ergebnisse

Pb erreicht ein Maximum in den Ah-Horizonten, d.h. dass die Bindung an die organische Substanz eine wichtige Rolle spielt. Dies ist besonders bei niedrigen pH-Werten unter Wald zu beobachten. Zu einer Schadstoffbelastung im Vergleich mit

den Paläoböden und den geogenen Werten kommt es nur unter Wald (Tab. 1, 2), so dass hier die Filterleistung des Waldes die Verteilung von Pb in der Landschaft bestimmt. Die höheren Werte im Ah-Horizont des Waldprofils zeigen einerseits die Immobilität von Pb sowie auch die Korrelation mit den C-Gehalten. Die ansteigenden Gehalte im Bt-Horizont deuten andererseits auf eine beginnende Mobilität hin, mit der ab pH-Werten von 4,5 – 4 zu rechnen ist (vgl. Schachtschabel et al. 1998).

Für **Cr** ist die Korrelation mit Tongehalten deutlich, gleichzeitig tritt die Bindung an die organische Substanz zurück. Im Vergleich mit den fossilen Böden bleibt der Schadstoffeintrag insgesamt jedoch gering (Tab. 1, 2).

Im Ackerland weist **Zn** die höchsten Werte in Ap- und M-Horizonten sowie in den Feuchtschwarzerden auf, folglich ist hier die Korrelation mit den C-Gehalten wichtig (vgl. auch Schachtschabel et al. 1998). Anders liegen die Verhältnisse unter Wald, wo im Ah-Horizont geringe Gehalte an Zn auftreten, aber eine signifikante Anreicherung im Bt-Horizont vorliegt. Bei den niedrigen pH-Werten des Oberbodens (3,41) kann es zur Mobilisierung von Zn kommen, wobei die Tongehalte im Bt-Horizont im vertikalen Profilverlauf zu einer Fixierung des Metalls führen. Während Zn unter Ackernutzung nicht in Grenzwertnähe kommt, liegt unter Wald

¹ Dr. Birgit Terhorst, Geographisches Institut Tübingen

eine eindeutige Grenzwertüberschreitung vor (Tab. 2).

Hohe Ni-Anteile kommen v. a. in Bt-Horizonten vor, so dass sich hier eine Korrelation mit Tongehalten abzeichnet. Ni liegt häufig in Grenzwertnähe oder überschreitet diesen sogar (Tab. 1, 2). Die Werte unter Acker sind im Vergleich mit Wald- und Paläoböden eindeutig erhöht und weisen damit auf einen Düngemiteleintrag hin.

mg/kg ⁻¹	Pb	Cr	Zn	Ni	Cu
Ap	16,25	38,55	86,75	40,50	27,30
Bt	16,14	47,50	84,38	54,12	26,25
M	16,02	32,67	92,10	41,30	23,30
C	16,20	19,62	62,42	33,52	16,92
Schwarzerde	16,15	36,63	102,35	42,60	21,00
Paläoböden	16,12	34,75	62,54	29,50	18,67

Tab. 1: Mittelwerte der Gesamt-Schwermetallgehalte der Acker- und Paläoböden

mg/kg ⁻¹	Pb	Cr	Zn	Ni	Cu
Ah	26,25	20,88	58,75	20,88	13,75
Al	13,00	22,50	89,75	22,50	8,75
Bt	12,25	34,75	197,00	34,75	21,25
Bt	21,50	45,38	103,00	45,38	23,75
Bt	10,75	44,13	82,75	44,13	23,75
Cc	7,50	16,38	62,50	16,38	15,00
Geogen	26,30	36,80	56,70	28,70	16,90
Grenzwert	100,00	100,00	150,00	50,00	60,00

Tab. 2: Gesamt-Schwermetallgehalte des Waldbodens, geogene Werte der LA für Umweltschutz Baden-Württemberg (1989), Grenzwerte der Klärschlammverordnung (1982, 1992)

Cu ist im agrarisch genutzten Gebiet in den Ap-Horizonten angereichert (Tab. 1) und hat dort die höchsten Werte, was auf einen Eintrag durch Düngemittel hinweist. Im Wald zeigt sich wiederum ein Maximum im Bt-Horizont und nicht im Ah-Horizont. Somit kann man von einer Mobilisierung von Cu aus dem Oberboden unter niedrigen pH-Werten ausgehen.

3. Fazit

Während die Tiefenfunktion der Schwermetalle in den Parabraunerden und Pararendzinen

durchweg sehr homogen verlaufen, reagieren die Kolluvien sehr variabel. Zum einen schwanken naturgemäss Korngrössenzusammensetzung und C-Gehalte sehr stark mit der Tiefe. Andererseits schlagen sich die spezifischen Redoxverhältnisse (Blume 1990) und auch begrabene reliktsche Böden in tieferen Schichten sehr deutlich in einer Schwermetallerhöhung nieder. Diese Tatsachen machen es schwierig, eine vertikale Grenze des anthropogenen Schwermetalleintrags zu finden.

Insgesamt betrachtet, ist der industrielle Schadstoffeintrag (Pb, Cr, Zn) im Ackerland geringer als unter Wald. Allerdings kann in den Pflug-horizonten eine Vermischung der Schwermetallgehalte stattfinden (vgl. Blume 1990). Unter Ackernutzung kommt es insbesondere zum Eintrag von Schwermetallen durch Düngemittel und Klärschlamm, was sich in den höheren Werten von Ni und Cu niederschlägt.

Unter Wald hingegen reichern sich bevorzugt industriell bedingte Schwermetalle an, hier sind insbesondere Pb und Zn zu nennen. Der düngemittelbedingte Eintrag (Cu, Ni) tritt im Vergleich zum Ackerland zurück.

Literatur

- Blume, H.-P. (1990): Handbuch des Bodenschutzes. – 686 S., Landsberg/Lech (ecomed).
- Klärschlammverordnung (1982, 1992): Bundesgesetzblatt, Jg. 1982, Teil I, 734-738; Jg. 1992, Teil I, 912-934.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Arbeitsgruppe Bodenschutz (1990): Schwermetallgehalte von Böden aus verschiedenen Ausgangsgesteinen in Baden-Württemberg. – 12 S., Karlsruhe.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Brümmer, G., Hartge, K.H., Schwertmann, U. (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. – 248 S., Stuttgart (Enke).

Sanfte Bodensanierung: Immobilisierung von Pb und Cd durch natürliche Zeolithminerale

Ulla Wingenfelder*, Gerhard Furrer*, Rainer Schulin*

Einleitung

Urbane oder landwirtschaftlich genutzte Böden sind unter anderem durch Einsatz von schwermetallhaltigen Pestiziden oder Klärschlammdeponierung mit Schwermetallen belastet. Sanierungsmaßnahmen sind oft sehr zeit- und kostenintensiv und können zudem die Bodenstruktur, -fauna und -fruchtbarkeit negativ beeinflussen. Die löslichen Anteile der Schwermetalle spielen bei der Aufnahme durch Pflanzen oder bei der Auswaschung in tiefere Bodenschichten eine große Rolle. Für Co^{2+} , Ni^{2+} , Zn^{2+} und Cu^{2+} liegt mit modifiziertem Montmorillonit bereits ein vielversprechendes Bindemittel vor (FURRER et al., 2001). Für Cd^{2+} und Pb^{2+} zeigt der Montmorillonit ein schlechteres Bindungsverhalten. Hier soll die Zugabe von Zeolithmaterial zu einem mit Cd und Pb belasteten Boden eine Immobilisierung des löslichen Anteils dieser Schwermetalle bewirken, ohne die negativen Auswirkungen einer konventionellen Sanierung auf den Boden in Kauf nehmen zu müssen.

Material und Methoden

Das Zeolith-Rohmaterial (Tuffit) der Firma Unipoint (Truttikon, Schweiz) wurde in der Lagerstätte Nizný Hrabovec (Slowakei) gewonnen. Das Rohmaterial wurde grob mit einem Meißel zerkleinert, dabei wurden Bruchstücke mit Oxidbelägen aussortiert, um deren Einfluß auf die Adsorption von Schwermetallen zu minimieren. Mit der Scheibenschwingmühle wurde das Material gemahlen, so daß ein Pulver entstand. Die Kationenaustauschkapazität des Materials wurde mit Ammoniumacetat, die mineralogische Zusammensetzung röntgendiffraktometrisch bestimmt.

1. Experimente mit Zeolith

In einer ersten Versuchsreihe wurde 1g des Zeolith-Pulvers mit 100 ml 0.1M NaNO_3 in Suspension gebracht. Vor der Schwermetallzugabe wurden pH-Werte zwischen 3 und 8 eingestellt. Eine Bleikonzentration von 2.5 mmol/l wurde durch die Zugabe von $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ eingestellt. In bestimmten Zeitabständen wurden Aliquote von 2 ml entnommen, wobei die Suspensionen kurz vor der Probenahme aufgeschüttelt wurden. Die entnommenen Proben wurden 5 Minuten bei 5000 rpm zentrifugiert, der Überstand wurde abdekantiert und dessen Schwermetallkonzentration mit der AAS bestimmt. In einer zweiten Versuchsreihe wurden 2 g Zeolithmaterial in ver-

schiedenen Korngrößen mit 100 ml 0.1M NaNO_3 -Lösung suspendiert und eine Pb-Konzentration von 5 mmol/l eingestellt. In bestimmten Zeitabständen wurden nach kurzem Aufschütteln 2 ml-Proben entnommen und durch einen Sartorius Spritzenfilter (0.45µm) filtriert. Die Schwermetallkonzentration der filtrierten Lösung wurde mit der AAS analysiert.

2. Experimente mit Boden

Der im Versuch verwendete Boden stammt aus der Nähe einer Metallhütte und eines Bergbaubetriebes und ist durch metallhaltigen Staub von den Halden kontaminiert. Der Boden wurde homogenisiert und auf < 2mm gesiebt. Der pH-Wert wurde in 0.1M CaCl_2 -Lösung gemessen, die Metallkonzentrationen wurden röntgendiffraktometrisch bestimmt. Es wurde eine Suspension mit 100 g des Bodenmaterials und 200 ml destilliertem Wasser hergestellt, wobei die pH-Werte von 3, 4 und 5 mit Salpetersäure eingestellt wurden. Zu den Suspensionen wurden ca. 15 g von der Firma Unipoint geliefertes Zeolith-Rohmaterial der Korngröße 8-16 mm gegeben. Die Suspensionen wurden 4, 14 und 27 Tage geschüttelt. Nach Beendigung des Versuches wurden die überstehenden Lösungen abfiltriert und mit der AAS analysiert. Der Boden und das Zeolithmaterial wurden nach dem Versuch bei 60°C im Trockenschrank getrocknet und vor und nach dem Versuch mit der RFA untersucht.

Ergebnisse und Interpretation

Die Kationenaustauschkapazität des Zeolithmaterials beträgt 155.8 meq/100 g. Das Zeolithmaterial setzt sich mineralogisch aus 78.6% Klinoptilolith, 9.1% Illit, 7.6% Cristobalit, 2.8% Quarz und 1.9% Anorthit zusammen.

1. Experimente mit Zeolith

Die Ergebnisse der ersten Versuchsserie sind in Abbildung 1 dargestellt. Es zeigt sich, daß beim höchsten gewählten pH-Wert von 8 ca. 0.2 mmol/l mehr Pb an das Zeolithpräparat adsorbiert werden können, als bei dem niedrigsten gewählten pH-Wert von 3. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, daß bei pH 3 100000 mal mehr Hydronium-Ionen als bei pH 8 in der Lösung sind und diese mit den Pb-Ionen um Austauschplätze konkurrieren. In Abbildung 2 sind die Ergebnisse der zweiten Versuchsserie zur Abhängigkeit der Pb-Adsorption in Abhängigkeit von der Korngröße des Zeolithmaterials dargestellt. Die kleinste Korngrößenklasse von 0-0.3 mm zeigt zunächst bessere Adsorptionsergebnisse als die größeren Klassen, es ist aber zu erkennen, daß die

*Eidgenössisch Technische Hochschule Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren

Adsorptionskurven nach einigen Tagen Versuchsdauer wieder konvergieren. Die verzögerte Adsorption bei Zeolithmaterial größerer Korngröße läßt sich der allmählichen Diffusion der schwermetallhaltigen Lösung in die Körner erklären, die bei Material mit geringeren Korngrößen wesentlich schneller abläuft.

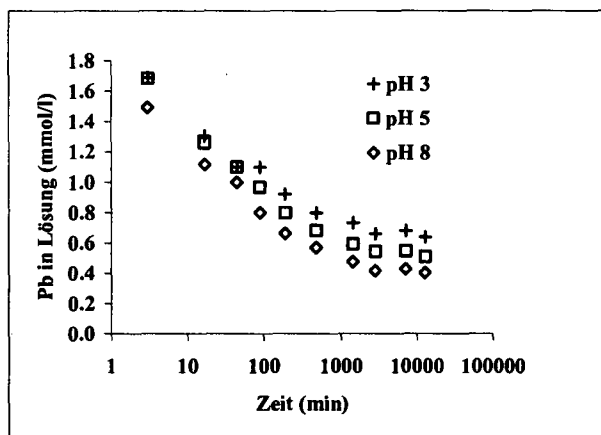


Abb. 1: Adsorption von Pb in Abhängigkeit vom pH-Wert, Pb: 2.5 mmol/l; 10 g/l Zeolith.

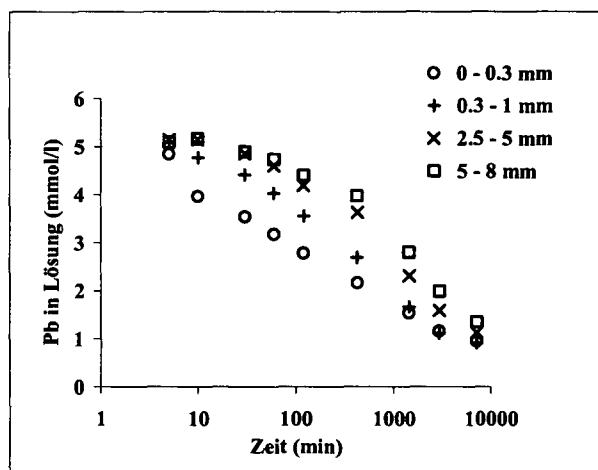


Abb. 2: Adsorption von Pb in Abhängigkeit von der Korngröße des Zeolithpräparates, Pb: 5.0 mmol/l, 20g/l Zeolith.

2. Experimente mit Boden

Der pH-Wert des polnischen Bodens liegt bei 6.5. Die Schwermetallgehalte betragen 1842 ppm Zn, 18.5 ppm Cd und 573 ppm Pb. Abbildung 3 zeigt den Prozentsatz des totalen Schwermetallgehaltes des Bodens an, der in Vergleichssuspensionen ohne Zeolithzugabe durch die Säurebehandlung in Lösung gebracht werden konnte. Bei dem niedrigsten pH-Wert zeigt sich erwartungsgemäß bei allen drei untersuchten Metallen die höchste Schwermetallkonzentration in der Lösung. Allerdings können beim Pb im Gegensatz zu Zn und Cd nur geringe Mengen mit der Säure mobilisiert werden. In Abbildung 4 ist die Verteilung der Schwermetalle Pb und Cd in Boden, Lösung und Zeolith nach einer Versuchsdauer von 4 Tagen bei einem pH-Wert von 3 dargestellt. Es ist zu erkennen, daß 56% des im Boden ursprünglich vor-

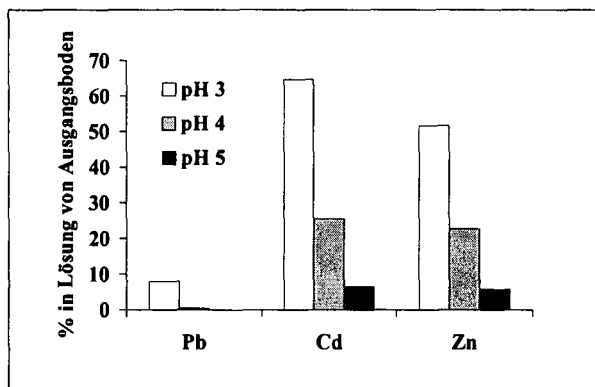


Abb. 3: Schwermetalle in Lösung nach der Säurebehandlung bei pH 3, 4 und 5.

handenen Cadmiums in Lösung gebracht werden können, daß das Zeolithpräparat aber nur 14% des Cadmiums aus der Lösung aufnehmen kann. Beim Blei können nur 25% aus dem Boden mobilisiert werden, aber das Zeolithpräparat kann davon 83% aufnehmen.

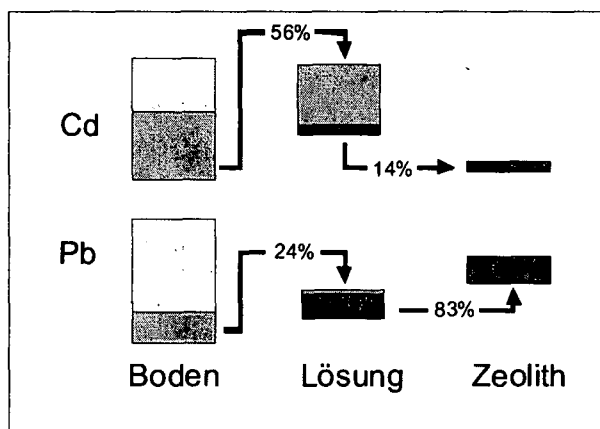


Abb. 4: Verteilung der Schwermetalle Cd und Pb auf die Kompartimente Boden-Lösung-Zeolith bei pH 3 und einer Versuchsdauer von 4 Tagen.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Adsorption von Pb an das Zeolithpräparat ist sowohl pH- als auch Korngrößenabhängig. Des weiteren zeigt die Anwendung des Zeolithpräparates auf einen kontaminierten Boden, daß es prinzipiell möglich sein könnte, große Anteile des in Lösung vorliegenden Bleis mit Hilfe des Zeolithpräparates zu immobilisieren und so die Schwermetallaufnahme in Pflanzen und Auswaschung ins Grundwasser zu minimieren. Im weiteren Verlauf des Projekts soll die Dauerhaftigkeit der Schwermetallimmobilisierung durch das Zeolithpräparat mit Desorptionsversuchen getestet sowie die Effektivität des Präparates durch verschiedene Vorbehandlungstechniken verbessert werden.

Zeolithbildung in vulkanischen Tuffen in Hegau.

Mehdi Zarei und Karl Stahr¹

Einleitung und Fragestellung

Zeolithe sind wasserhaltige Alkali- und/oder Erdalkali-Aluminiumsilikate mit großen Hohlräumen zwischen (Si, Al)₄O₄-Tetraedern, in denen Wassermoleküle und Kationen sehr locker gebunden sind. Zeolithe sind Verwitterungs- und Umwandlungsprodukte von primären Mineralen der Alkaligesteine, bevorzugt des vulkanischen Lockermaterials. Sie können unter hydrothermalen, niedrigmetamorphen, sedimentären Bedingungen aber auch in Böden entstehen (WIRSCHING, 1981; ZAREI, 1989 und ZAREI et al., 1997). Die entscheidenden Bildungsbedingungen sind Temperatur, Druck, pH-Wert, Salz- und Kationengehalt in der einwirkenden Lösung (HAY, 1966; HÖLLER & WIRSCHING, 1974 und WIRSCHING, 1981). Nach HAY (1966) wirken die Veränderung der Bildungsbedingungen des pH-Wertes, Salzgehaltes und der Kationenkonzentration ähnlich wie die Änderung von der Temperatur und Druck. Bei einer Reihe von Bodenuntersuchungen auf basischen Vulkaniten im Hegau wurden in einem Ranker Zeolithminerale gefunden (STAHR et al., 1997). Zeolithe wurden in Mandelräumen oder Drusenräumen und Höhlungen der jungvulkanischen Gesteine und Tuffe, aber auch in den Poren von Bodenaggregaten gebildet. Es ist nun folgenden Fragen nachzugehen:

Welche Zeolithe kommen vor und wie gut kristallisiert sind sie?

Sind sie auch während der Bodenbildung entstanden?

Wo und unter welchen Bedingungen werden sie in Böden entstehen?

Material und Methode

Das Untersuchungsgebiet liegt am Homboll einer kleinen Vulkanruine im tertiären Hegauer Vulkangebiet im Südwesten Baden-Württembergs zwischen Hochrhein und Donau. Das Ausgangsmaterial des Untersuchungsgebietes ist ein stark vergruster, basaltischer Bombentuff. Die

Röntgenbeugungsanalyse, Röntgenfluoreszenzanalysen (RFA), Polarisationsmikroskop, Rasterelektronenmikroskop (REM) und Energie dispersiver Röntgenanalyse (EDX) angewandt.

Ergebnisse und Diskussion

Um die oben genannten Fragen erklären zu können, wurde für die mineralogischen Untersuchungen ein Ranker am Homboll ausgesucht. Das Bodenprofil hat sich aus stark vergrustem, basaltischem Bombentuff entwickelt. Die Korngrößenanalysen und mikroskopischen Beobachtungen weisen auf geringe Lößbeimengungen in den Ah-Horizonten hin. Neben Quarz ist in den Schlufffraktionen auch stellenweise Glimmer zu finden. Die hohen Schluff- und Tonanteile in den Böden sind auch auf die Verwitterung der basischen Bombentuffe zurückzuführen. Die dominierenden Tonminerale in allen drei Horizonten im Ranker sind Smectite, die in den Ah-Horizonten über 90% und im mCn-Horizont bis zu 99% einnehmen (Tab. 1). Bei der RBA-Analyse wurden außer primären Mineralen wie Diopsid, Augit und Magnetit, auch sekundäre Minerale wie Carbonate, Zeolithe, Smectite, spurenweise Kaolinit und Illit nachgewiesen (Abb. 1). In den Böden konnte durch die RBA-Analysen Würfelzeolithe, Phillipsit und Chabasit, sowie Blätterzeolithe Heulandit bestimmt werden. Die mikromorphologischen Untersuchungen zeigen, daß die primären Minerale, sowie vulkanisches Glas in den Tuffpartikeln stark verwitterte und überwiegend direkt in smectitische Tonminerale umgewandelt wurde (Abb. 2). Die röntgendiffraktometrischen Reflexe und deren Aufweitung durch Glycerin weisen auf saponitische Tonminerale hin. Die Verwitterungsprozesse in den Ah-Horizonten sind intensiver als im mCn-Horizont, daher sind auch die Schluff- und Tonfraktionen in der Korngrößenzusammensetzung der Ah-Horizonte höher als im mCn-Horizont (Tab. 1). Während der lichtmikroskopischen Untersuchung wurde in den Poren Zeolithminerale beobachtet, die als gut kristallisierte, flächenreiche, farblose Minerale mit niedrigerer Lichtbrechung auftreten.

Tab 1.: Analysendaten vom Ranker-Homboll

Horizont	Tiefe (cm)	Humus- u. Carbonatfreie FE			Tonminerale (< 2µm)			PH (CaCl ₂)	Carbonat %	Corg %	KAK _{pot} mmol _e /kg	BS %	Fed mg/g	Feo mg/g	
		Stein Gw. %	Σ S	U	T	Smectit	Illit								Kaolinit
Ah1	0-15	-	16	32	52	96	3	1	6,5	0,3	3,9	888	69	7,2	3,7
Ah2	-25	2	27	36	37	97	2	1	6,8	0,6	1,6	963	65	6,5	3,0
mCn	>25	28	66	21	13	99	1	-	7,2	0,7	-	713	100	3,9	1,5

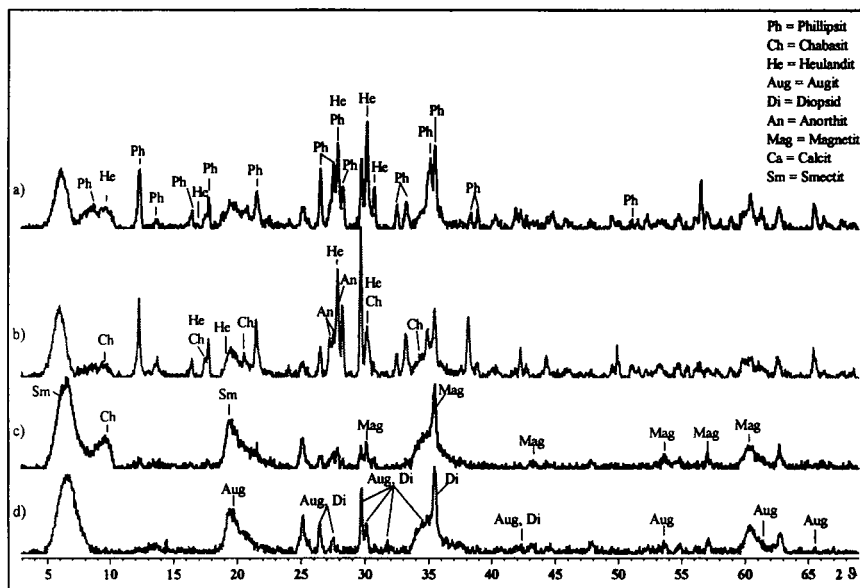


Abb. 1: Röntgenbeugungsdiagramme der u- (a), fS- (b), mS- (c) und gS- (d) -Fraktion; mCn-Horizont des Rankers (Homboll).

Tuffe sind als bedeutendste vulkanische Eruption im Hegau weit verbreitet (GEYER und GWINNER, 1991). Die Höhe der Oxidgehalte an Elementen wie MgO (14,8%), CaO (13,4%), und Fe₂O₃ + FeO (15,2%) sind auf basaltische Tuffe zurückzuführen (SCHREINER, 1974). Die Tuffe sind in Hohenstoffeln (832 m) noch bis zu 100 m erhalten. Um die Zeolithe in der FE, Sand- und Schlufffraktion anzureichern wurde vorsichtig Kalk zerstört (pH nicht unter 4). Mineralogisch wurden

Zeolithe kommen in mehreren Formen in zahlreichen Varietäten, in verschiedenen Gesteinen vor. In den Sedimentgesteinen sind die Bildungsmöglichkeiten der Phillipsite und Chabasite abhängig vom alkalischen bis kalkhaltigem Milieu, was sich auf das Si/(Al+Fe³⁺)-Verhältnis auswirkt. Dies liegt für Phillipsit zwischen 1,3-3,4 und für Chabasit bei 1,7-3,8 (HAY, 1977). Smectite und Zeolithe werden in Abhängigkeit von physikalischen Bedingungen, der Aktivität der H⁺-Ionen sowie der Alkali- und Erdalkalitionen gebildet. Die Kristallinität der Smectite und Zeolithe ist abhängig von der Temperatur, CO₂-Partialdruck und verschiedenen Ionen. In den Böden entstehen die Zeolithe überwiegend unter ariden und semiariden Klimabedingungen bei hohem pH, hohe Konzentration von Carbonaten und Bicarbonaten (HAY, 1977). WIRSCHING (1981) stellte fest, daß zur Bildung der Zeolithe entweder eine niedrigere Temperatur und hohe Konzentration an Kationen und Salze benötigt wird oder umgekehrt.

Nach DICKINSON und GRAPES (1997) müssen für die Auflösung der authigenen Minerale zwei Voraussetzungen erfüllt sein. 1. Das Vorhandensein von Flüssigkeit zum Transport der Ionen. 2. Porosität und Durchlässigkeit des Verwitterungsmaterials. Für die Ausscheidung der Zeolithe sind die Hauptfaktoren Textur und Zusammensetzung des Gesteins, Zusammensetzung des Porenwassers und Temperatur entscheidend (PASSAGLIA, et al., 1990). In früheren Arbeiten der Autoren wurde in einer Chronosequenz von Böden in Lanzarote von Holozän (6000 J.) bis zum Miozän/Pliozän (ca. 5 Mio. J.) als Mineralneubildung Zeolithe neben Smectiten, Carbonaten, Fe-Oxiden und -Hydroxiden in Hohlräumen und Bodenaggregaten festgestellt. Der Kristallisationsgrad der Zeolithe nimmt von den jüngeren zu älteren zu und in den älteren

¹ Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Emil-Wolff-Straße 27, 70593 Stuttgart

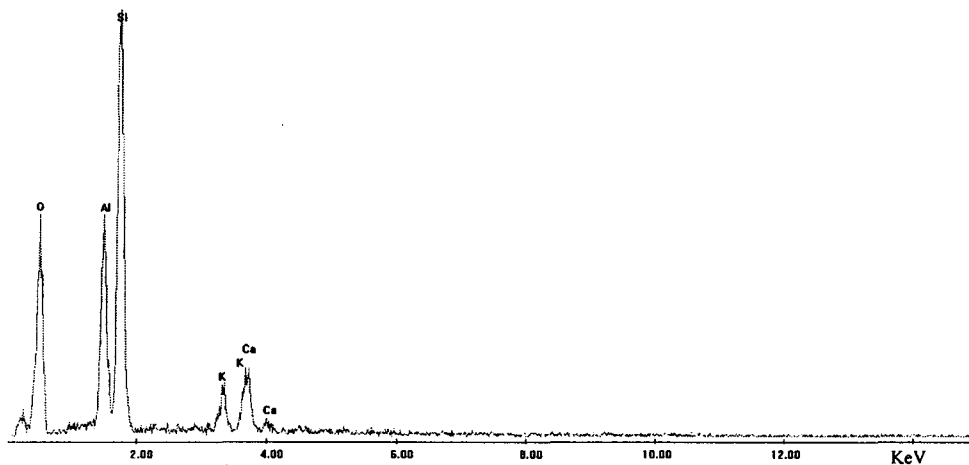


Abb. 3: EDX-Analyse von dem Phillipsit aus Abb. 2.



Abb. 2: Zeolithbildung (weiß) auf smectitischer Tonsubstanz (grau) in einem Hohlraum zwischen Tuffpartikeln. Auf Zeolithen ist ein Fe-Oxidhaltiger Saum ausgeschieden: mCn-Hor. (>25 cm), Ranker-Homboll

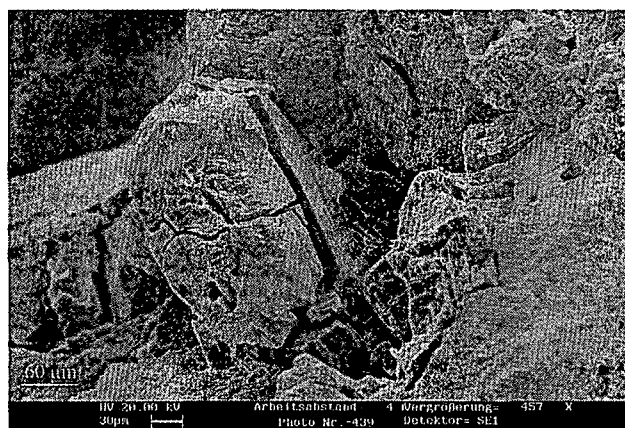


Abb. 4: REM-Aufnahme vom angerwitterten Zeolith auf dem Bodenaggregate; mCn-Hor., Ranker-Homboll

Böden entwickeln sich überwiegend flächenreiche Zeolithe (ZAREI, 1989, ZAREI et al., 1990 und ZAREI, et al., 1997). HAY (1977) berichtete über Zeolithbildungen im ariden oder semiariden Klima bei hohem pH und hoher Konzentration von Kationen in tuffbürtigen Böden.

Im Untersuchungsgebiet sind die Voraussetzungen, wie Porosität des Ausgangsmaterials, Porenwasser und Alkalinität des Milieus, für die Zeolithbildung erfüllt. Es muß aber über eine gewisse Zeit die Konzentration der Kationen und Salze in den Poren unverändert bleiben, bis die Zeolithkeime kristallisiert sind. Im mCn-Horizont des Rankers wurden gut kristallisierte Zeolithe in den Poren, sowie auf smectitischen Tonmineralen, mit dem Polarisationsmikroskop beobachtet (Abb. 2). Die optischen Eigenschaften der Zeolithe in den untersuchten Böden, mit sehr geringer Lichtbrechung und niedriger Doppelbrechung, deuten auf Phillipsit hin. An ungedeckten Dünnschliffen wurden die Zeolithminerale chemisch mit EDX analysiert. Es wurden unter dem Polarisationsmikroskop an vielen Stellen die Zeolithe ausgesucht bzw. markiert und am REM mit EDX chemisch analysiert. Die chemischen Analysen an den Zeolithen in der Abbildung 2 bestätigten die RBA- und die Polarisationsmikroskopbefunde, d.h. das Vorhandensein von Phillipsit in den Böden (Abb. 3). Die morphologischen Strukturen, sowie die Kristallflächen der Zeolithe sind aus den REM-Aufnahmen ersichtlich (Abb. 4). Die Zeolithe traten in den Ah-Horizonten selten auf. Aus mikromorphologischen Beobachtungen ist zu entnehmen, daß vulkanisches Glas und deren Minerale aus basaltischen Tuffen in den Ah-Horizonten überwiegen und auch im mCn-Horizont in smectitische Tonminerale umgewandelt sind. Bei solchen Verwitterungsprozessen werden Kationenüberschüsse freigesetzt, wo bei Erhöhung der Konzentration von alkalischen und erdalkalischen Kationen im alkalischen Milieu Zeolithe kristallisiert werden. Diese Bildungsprozesse liefen in den Blasenräumen, sowie in Bodenporen ab (Abb. 2). Aus den polarisationsmikroskopischen Untersuchungen geht hervor, daß toniges, sekundäres Material (Smectite) aus vulkanischem Glas und primären Mineralen entstanden sind. An vielen Stellen ist noch die direkte pseudomorphe Umwandlung zu erkennen. Die EDX-Analysen an solchen Stellen zeigten hohe Gehalte an Mg, Al und Si, sowie geringere an Ca, Fe und Na. Der extrem hohe Anteil an Mg geht auf saponitische Smectite zurück. Ein Teil des smectitischen Tons wurde in Poren angereichert, worauf sich die Zeolithe gebildet haben. Die Smectite sind während der Bodenbildung entstanden und wurden in der Matrix, sowie in den Hohlräumen angereichert. Die Zeolithe, die sich auf smectitischem Ton gebildet haben, sind ebenfalls

pedogen und müssen sich nach den Smectiten gebildet haben. Um den anderen Bildungsprozeß für die Smectite erklären zu können, sollen an Tiefbohrungen in frischem Ausgangsmaterial untersucht werden. Auf die Zeolithe hat sich auch stellenweise Fe-oxidhaltige Tonsubstanz in einen dünnen saumförmigen Rand niedergeschlagen (Abb. 2). Die Zeolithbildung geschieht in erster Stelle in den Poren, in denen die Bildungsbedingungen erfüllt sind. Diese können Blasenräume des Gesteins, aber auch Makroporen im Boden sein.

Literatur

- DICKINSON W.W. and GRAPES R.H. (1997): Authigenic Chabazite and implications for weathering in sirius group diamictite, Table Mountain, Dry Valleys, Antarctica. *Journal of Sedimentary research*, Vol. 67, No. 5, p. 815-820.
- GEYER O.F. and GWINNER M.P. (1991): *Geologie von Baden-Württemberg*. 4. Auflage, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller) Stuttgart 1991.
- HAY, R. L. (1966): Zeolites and Zeolithic Reactions in Sedimentary Rocks. *Geol. Soc. Am. Spec. Paper*, 85, 130 p.
- HAY, R.L. (1977): Geologie of Zeolite in Sedimentary Rocks. In: (Editor) Mumpton, F.A., *Mineralogy and Geology of Natural Zeolites*. Mineralogical Society of America Short Course Notes, Vol. 4, p. 53-64.
- HOLLER, H. und WIRSCHING, U. (1974): Experimente zur Zeolithbildung durch hydrothermale Umwandlung. *Contr. Mineral. And Petrol.* 46, 49-60.
- PASSAGLIA, E., VEZZALINI, G., and VARNEVALI, R. (1990): Diagenetic Chabazites and Phillipsites in Italy: crystal chemistry and genesis. *European Journal of Mineralogy*, v. 2, p. 827-839.
- SCHREINER, A. (1974): Erläuterungen zur geologischen Karte des Landkreises Konstanz mit Umgebung 1:50 000, 286 S, Stuttgart.
- STAHR, K., O. EHRMANN und R., BÖCKER (1997): Böden und Standorte aus tertiären Vulkaniten und Mergeln, pleistozänen und holozänen Ablagerungen im zentralen Hegau beim Hohenstoffeln. *Exkursionsführer, Mitt.Dtsch.Bodenkd.Ges.*, 82, 423-474.
- WIRSCHING, U. (1981): Experiments on the hydrothermal formation of calcium zeolites. *Clays and Clay Minerals* 29, 171-183.
- ZAREI, M. (1989): Verwitterung und Mineralneubildung in Böden aus Vulkaniten auf Lanzarote (Kanarische Inseln). Verlag B. Schulz, Berlin, 255 S.
- ZAREI, M., R. JAHN und K. STAHR: Zeolithbildung während der Basaltverwitterung in Lanzarote. *Mitt. Dtsch. Bodenkd. Ges.* 62, S. 157-160, Oldenburg, (1990).
- ZAREI, M., R. JAHN, K. STAHR (1997): Entwicklung der Mikromorphologie von Böden in einer Chronosequenz aus Vulkaniten in Beziehung zum Mineralneubildungsprozeß. In: K. Stahr (ed.) *Mikromorphologische Methoden in der Bodenkunde*. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte. 40, 179-208. Universität Hohenheim, Institut für Bodenkunde, Stuttgart.

Einfluss anthropogener Belastungen auf Moore im Hochharz

¹Bernsdorf, S.; ¹Böhlmann, N.; ¹Borg, H.; ²Meissner, R.; ²Russow, R.; ³Wegener, U.; ²Böhme, F.

1 Aufgabenstellung

Hohe jährliche Niederschläge im Mittel von 1600 mm, niedrige Jahresdurchschnittstemperaturen von nur 2,8 °C sowie wasserstauende Bodenschichten sind die Voraussetzungen für die Bildung einer Vielzahl von kleinflächigen Mooren im Hochharz. Es wurden Standorte unterschiedlicher Belastung (Deposition, Bautätigkeit und touristische Aktivitäten) ausgewählt. Im Moorwasser wurden nachgewiesen N_t , NO_3-N , NH_4-N , pH und elektrische Leitfähigkeit. Im Boden wurden C, N, pH und elektrische Leitfähigkeit bestimmt. Schlußfolgernd aus den Ergebnissen wird ein Konzept zur Erfassung der Stickstoffflüsse eines Hangmoores vorgestellt.

2 Methode

Charakteristik der Messstellen

Messstelle 1: Ilseemoor, 850 m ü. NN, östlich der Brockenkuppe, keine anthropogene Belastung, moortypische Vegetation mit Torfmoosen (*Sphagnen*)

sowie Randgehänge mit Fichtenbestand (*Picea abies spec.*).

Messstelle 2: Goethemoor, 1028 m ü. NN unterhalb der Brockenkuppe, anthropogene Belastung durch Brockenbahn und Brockenstraße, moortypische Vegetation mit Torfmoosen (*Sphagnen*) sowie Randgehänge mit Fichtenbestand (*Picea abies spec.*).

Messstelle 3 bis 6: Brockenmoore, 1140 m ü. NN auf der Brockenkuppe, deutlich anthropogene Belastung durch Bautätigkeit und Tourismus, degradierte Moore mit untypischer Moorvegetation

An allen Messstellen wurden in etwa monatlichen Abständen von Oktober 1998 bis Mai 2000 Wasserproben entnommen.

3 Ergebnisse

Die aus den einzelnen Messwerten berechneten Mittelwerte für das Moorwasser und die aufgeführten Messstellen sind in Tabelle 1 zusammengefaßt.

Tabelle 1 Mittelwerte von Gesamt-, Nitrat- und Ammonium-Stickstoff sowie elektrischer Leitfähigkeit und pH für die 6 Messstellen

Messstelle	1	2	3	4	5	6
n	23	10	17	17	15	14
Nt (mg/l)						
MW	1,22	2,08	1,80	2,30	1,96	3,04
B	0,05 - 3,17	0,62 - 3,77	0,57 - 3,80	0,82 - 3,91	0,84 - 3,94	1,10 - 5,30
NO₃-N (mg/l)						
MW	0,66	0,81	0,86	1,38	0,98	1,65
B	0,19 - 1,09	0,12 - 1,17	0,09 - 1,63	0,49 - 2,19	0,27 - 1,59	0,75 - 3,14
NH₄-N (mg/l)						
MW	0,03	0,03	0,05	0,03	0,14	0,10
B	0 - 0,12	0 - 0,11	0 - 0,35	0 - 0,11	0 - 0,87	0 - 0,60
LF (µS/cm)						
MW	58	76	128	116	94	200
B	33 - 219	35 - 113	92 - 240	46 - 212	23 - 166	12 - 319
pH						
MW	4,5	6,5	6,6	6,5	6,3	7,1
B	4,0 - 5,8	5,0 - 7,2	6,1 - 7,5	5,7 - 7,3	5,6 - 7,3	6,6 - 7,9

n = Stichprobenumfang, MW = Mittelwert, B = Bandbreite

An allen Messstellen werden erhöhte N_t -Gehalte (>0,4 mg/l) nachgewiesen. Die Stickstoffgehalte sind in Abhängigkeit von der Belastung differenziert. Die niedrigsten N_t -Gehalte treten an Messstelle 1 auf; die Messstellen 2 bis 6 weisen im Durchschnitt um 60 % höhere Werte auf. Auffallend sind die extrem hohen

N_t -Gehalte von 3,04 mg/l im Durchschnitt an Messstelle 6. Die Unterschiede zwischen Messstelle 1 und den Messstellen 2 bis 6 sind statistisch gesichert und im Zusammenhang mit den ungleichen Deckungsgraden an torfbildenden *Sphagnen* an den jeweiligen Standorten zu sehen. *Sphagnen* sind aufgrund der Besonderheiten im Stickstoff-Stoffwechsel zu hohen N-Akkumulationen fähig.

An allen Messstellen sind einheitlich saisonale Schwankungen von N_t und NO_3-N zu erkennen. Am

¹) Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Inst. f. Agrartechnik und Landeskultur, L.-Wucherer-Str. 81, D 06108 Halle

²) Nationalpark Hochharz, Lindenalle 35, D 38855 Wernigerode

³) UFZ GmbH Leipzig-Halle, Th.-Lieser-Str., D 06120 Halle

höchsten waren die Gehalte während der Schneeschmelze.

Die elektrische Leitfähigkeit ist ebenfalls an Messstelle 1 am niedrigsten. Im Vergleich dazu liegen die Leitfähigkeiten der Messstellen 3 bis 5 mit durchschnittlichen Werten von 94 bis 128 $\mu\text{S}/\text{cm}$ signifikant höher als an den Messstellen 1 und 2. Ebenso unterscheiden sich die extrem hohen Leitfähigkeiten von Messstelle 6 mit durchschnittlich 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ statistisch gesichert von den übrigen Messstellen und

weisen neben atmosphärischen Einträgen auf eindeutige Störungen infolge baulicher Tätigkeit auf der Brockenkuppe hin. An den Messstellen 2 bis 6 treten erhöhte mooruntypische pH-Werte von 6,5 bis 7,9 auf.

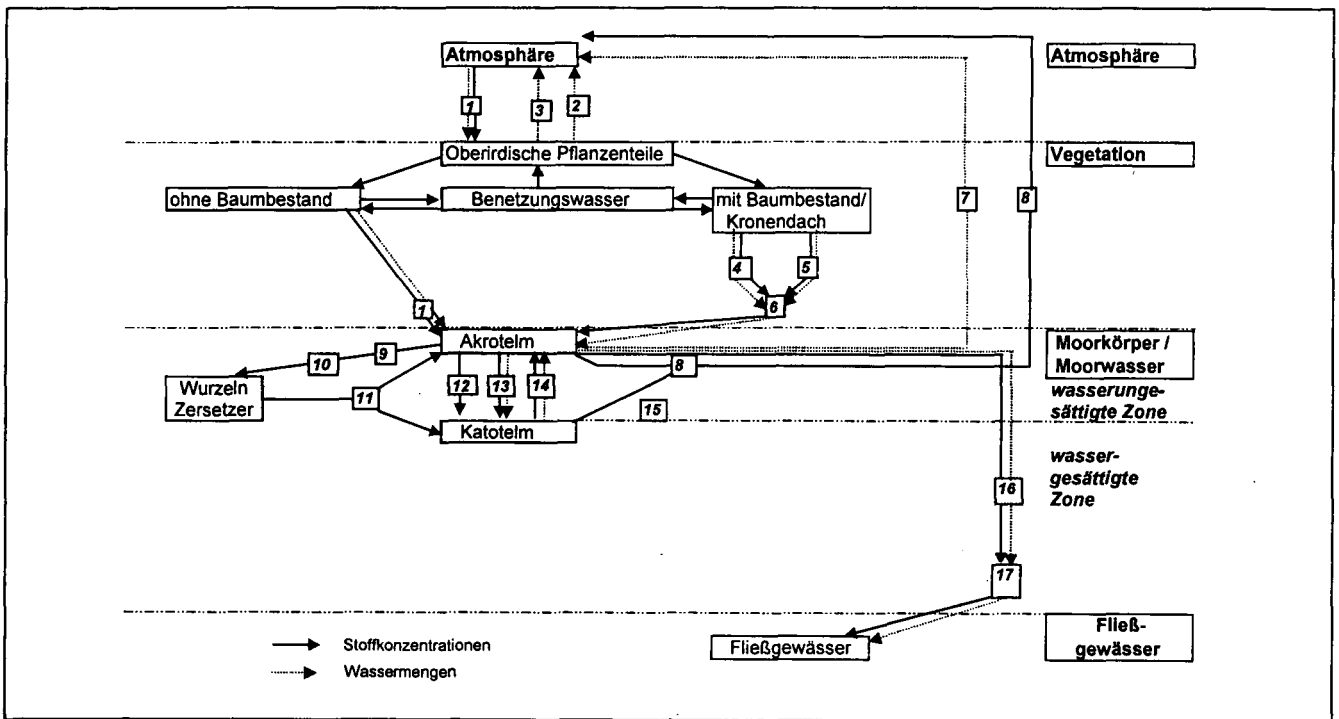
Die für die einzelnen Messstellen bestimmten Bodenkennwerte sind in Tabelle 2 aufgeführt. Die C/N-Werte des Bodens weisen auf mesotrophe bis schwach eutrophe Moore hin. Die pH-Werte sind nur an den Messstellen 1 und 2 hochmoortypisch.

Tabelle 2 Chemische Kennwerte des Bodens

Messstelle	C _t %	N _t %	C/N	N _c %	pH	elektr. LF $\mu\text{S}/\text{cm}$
1	19,27	0,99	19,5	5,1	3,41	73,0
2	40,33	1,57	25,7	3,9	2,92	92,3
3	26,09	1,39	18,7	5,3	6,94	196,0
4	5,95	0,30	19,8	5,0	5,14	40,4
5	53,87	0,90	59,8	1,7	4,60	114,9
6	50,42	1,29	39,2	2,6	4,30	51,3

4 Schlußfolgerungen

In Übersicht 1 wird methodisch die Vorgehensweise zur Erfassung der N-Dynamik am Beispiel eines soligenen Hangmoores mit ombrotrophen Hochmoorkalotten (Ilsemoor) dargestellt. Ergänzend dazu werden die atmosphärischen N-Einträge in das System Boden-Pflanze mit Hilfe des ITNI-Messsystems (Integral Total Nitrogen Input) nachgewiesen bei Verwendung von *Calamagrostis villosa* als eine am Standort wachsende Pflanze.



- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> 1 Freiflächenniederschlag (nasse Deposition) 2 Transpirationsverdunstung (Blätter, Nadeln, Kutikula) 3 Interzeptionsverdunstung (des Benetzungswassers) 4 Kronendurchlauf / Kronentraufe 5 Stammablauf 6 Bestandesniederschlag (Interzeptionsdeposition) 7 Verdunstung an der Mooroberfläche 8 Denitrifikation 9 Nitrifikation | <ul style="list-style-type: none"> 10 Wurzelaufnahme des mineralisierten Stickstoffs 11 Abgabe gelösten org. Stickstoffs (DON) durch Vegetation 12 Immobilisierung (Eintausch, Pufferung, Sorption durch org. Substanz) bzw. Um- und Neubildung (Humifizierung) 13 Sickerströmung 14 kapillarer Aufstieg 15 Stauwasser 16 Oberflächenabfluß 17 Abfluß aus dem Untersuchungsgebiet |
|---|---|

Übersicht 1: Stickstoffflüsse eines Mooreinzugsgebietes

Konservierende Bodenbearbeitung in der Praxis als Beitrag zur nachhaltigen Landwirtschaft: Hemmnisse, Lösungen

Norbert Billen¹⁾, Beate Arman²⁾, Karl Stahr¹⁾, Gottfried Häring³⁾

EINLEITUNG

Ziel des im Frühjahr 1998 begonnenen, interdisziplinären Projektes "Kulturlandschaft Hohenlohe" ist, Methoden zum Wissenstransfer für eine nachhaltige Landnutzung in die Praxis zu entwickeln und zu begleiten am Beispiel der Region Hohenlohe in Südwestdeutschland (Kirchner-Heßler et al. 1999).

METHODEN

In Diskussionsrunden zur nachhaltigen Landwirtschaft benannten ca. 70 Landwirte des unteren Jagsttales in Südwestdeutschland (8,7 °C, 730 mm) die Erosion als ein großes Problem. Gründe hierfür sind die hügelige Landschaft, schluffige Lößböden und die Fruchtfolgen mit viel Zuckerrüben und Mais. Weiterhin wird häufig zu den Sommerungen im Herbst gepflügt, eine besondere Erosionsgefahr für die Schläge.

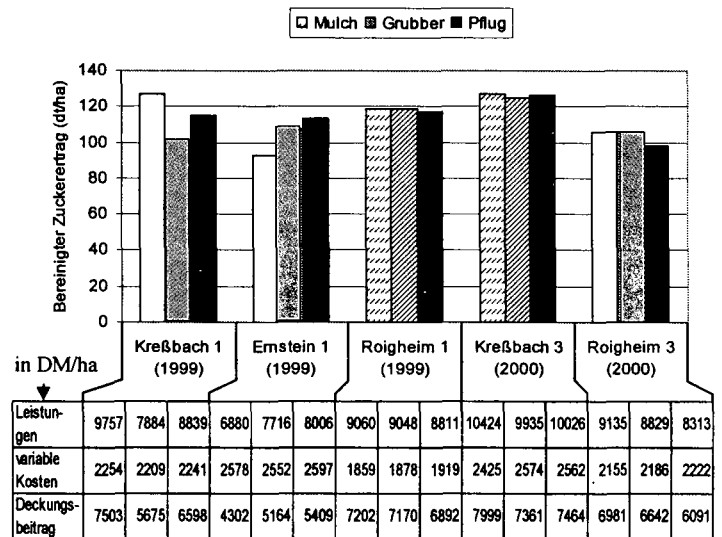
Weil die konservierende Bodenbearbeitung als erosionsminderndes Verfahren nur sehr gering verbreitet ist, wurde das Teilprojekt "Konservierende Bodenbearbeitung" initiiert und eine transdisziplinäre Analyse durchgeführt (Gerber 1999), die die ökonomischen, ökologischen und sozialen Umsetzungshemmnisse zu Tage brachte. Im wesentlichen sind dies: Große Unsicherheit bei pflanzenbaulichen und ökonomischen Risiken erosionsmindernder Verfahren sowie die Unsicherheit bezüglich der Einschätzung der tatsächlichen Erosionsgefahr.

Um diese Unsicherheiten zu verringern wurde auf Wunsch der Landwirte ein Arbeitskreis gegründet, Praxisversuche zur konservierenden Bodenbearbeitung angelegt sowie ein Schlüssel zur ökologischen und ökonomischen Bewertung von Bodenerosion und Schutzmaßnahmen erarbeitet.

ERGEBNISSE

Im **Arbeitskreis**, der als Austauschforum dient, werden offene Fragen und die Ergebnisse von den Praxisversuchen diskutiert sowie ein Bewertungsschlüssel Erosion erarbeitet. An ihm sind ca. 40 Landwirte interessiert ($\cong 20\%$ der Landwirte im Teilprojektgebiet), die sich alle zwei Monate treffen. Die Erkenntnisse werden für das eigene Verhalten als sehr nützlich und notwendig erachtet (s. Tab. 1).

Die **Praxisversuche** (Fruchtfolge Zuckerrübe-Winterweizen-Wintergerste oder Mais) wurden in Zusammenarbeit mit den Landwirten auf Basis der betrieblichen Voraussetzungen angelegt. Sie sind Streifenversuche am Hang auf Löß- bzw. lößhaltigen Standorten (U1 bis Tu). Sie umfassen jeweils die drei Varianten der Begrünungs-/Stoppel-Einarbeitung: Mulchsaat (oberfl. mit Kreiselegge od. Rototiller vor der Aussaat), Grubber (bis auf Krumentiefe) und Pflug (im Herbst).



Tab. 1: Einstellung der Landwirte zum Arbeitskreis

These	Zustimmung [%]				
	voll und ganz	im wesentlichen	weniger	gar nicht	keine Antwort
1. Der Arbeitskreis trägt dazu bei, ein bedeutendes Problem landwirtschaftlicher Betriebe zu lösen.	41	41	18	0	0
2. Mit den bislang im Arbeitskreis erzielten Ergebnissen bin ich zufrieden.	24	64	0	0	12
3. Die Art und Weise, wie wir in den Arbeitskreissitzungen vorgehen, finde ich gut.	53	47	0	0	0
4. Der Arbeitskreis gibt mir Anregungen, im eigenen Betrieb etwas auszu-probieren oder zu ändern.	25	50	6	6	13
5. Die zur konservieren-den Bodenbearbei-tung ange-legten Praxisversuche erachte ich als gut.	59	35	0	0	6
6. Durch die Ergebnisse der Versuche kann ich vorhandene Möglich-keiten des Betriebes besser nutzen.	35	41	6	0	18

Abb. 1: Zuckereintrag und Deckungsbeitrag der Praxisversuche

Tab. 2: Feldaufgang, Oberbodentemperatur und gravimetrische Wassergehalte in der Oberkrume der Praxisversuche

Standort	Ver-suchs-jahr	Feldaufgang [%] 7 Wochen nach Aussaat			Temperatur-summe [°C] 1.4 - 31.5			Wassergehalte [%] Mittelwerte v. 1.4 - 31.5		
		PV	GV	MV	PV	GV	MV	PV	GV	MV
LL aus Löß	1999	83	81	79	793	771	768	22,4	23,3	23,7
SS-LL aus Löß über ku pseudovergl.		66	66	61	819	782	783	24,3	25,0	24,7
LL aus Löß		71	75	78	n.b.			25,6	27,9	28,6
lessivierte BB aus Löß	2000	83	87	79	n.b.			19,6	21,5	21,6
LL-BB aus Löß		81	79	79	900	889	877	22,4	24,4	25,5

PV = Pflugvariante, GV = Grubbervariante, MV = Mulchsaatvariante
LL = Parabraunerde, SS = Pseudogley, BB = Braunerde

Die Praxisversuche zeigten bei konservierender Bodenbearbeitung leicht verschlechterte Keimbedingungen der Zuckerrüben gegenüber Pflugeinsatz. Spätestens sieben Wochen nach der Aussaat waren die Bestandesunterschiede kaum noch erkennbar (s. Tab. 2). Auch die Erträge waren mit durchschnittlich 750 dt/ha vergleichbar. Die Deckungsbeiträge fielen für die Mulchsaatvarianten geringfügig höher aus (s. Abb. 1).

Der **Bewertungsschlüssel Erosion** wurde aus der ABAG (Allgemeine Bodenabtragungsgleichung, *Schwertmann et al.* 1990) zur Bestimmung der Flächenerosion durch Wasser und einem Fragenkatalog zur Bestimmung der Rillenerosion (n. *Mosimann und Rüttimann* 1995) entwickelt. Die benötigten Angaben können vom Landwirt selbst mit einfachen Hilfstabellen und Flussdiagrammen ermittelt werden. Das Ergebnis der Erosionsschätzung wird in Abhängigkeit der Bodenfruchtbarkeit 5 Gefährdungsklassen zugeordnet, die unterschiedliche Zeitspannen des Bodenfruchtbarkeitsverlustes widerspiegeln. Jeder Gefährdungsklasse sind Maßnahmen zugeordnet, die unter Berücksichtigung der ökonomischen und ökologischen Betriebsituation im Projektgebiet eine Verringerung der Erosionsgefahr ermöglichen (s. Abb. 2 u. 3).

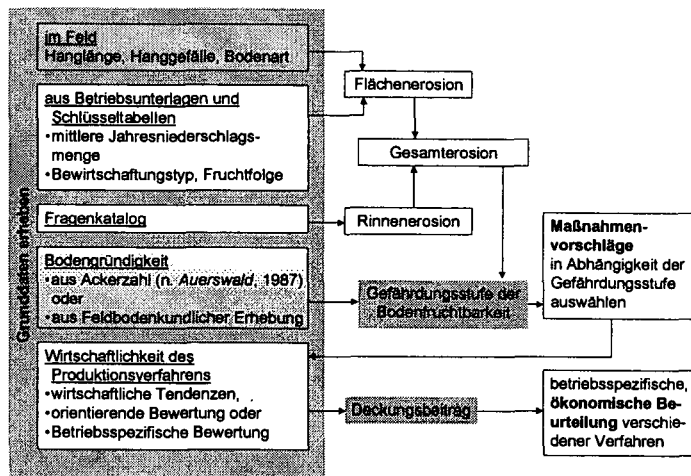


Abb. 2: Das Vorgehen zur ökologisch-ökonomischen Bewertung von Bodenerosion und Schutzmaßnahmen

Gefährdungs-klasse	Gefährdung der Bodenfruchtbarkeit	Wirkungsbereich	Maßnahmen (Wirkung mit dem Erosionsschlüssel prüfbar)	Bemerkungen	Auswirkungen auf den Deckungsbeitrag
5	extrem, Maßnahmen sind zwingend erforderlich und sollten innerhalb der nächsten 3 Jahre durchgeführt werden, die aktuelle Bodenfruchtbarkeit ist in weniger als 70 Jahren gefährdet.	Abflussregulierung	Streifenanbau *	Anbau von erosionsanfälligen und unanfälligen Kulturen im Wechsel. Besonders bei steilen, langen Schlägen > 150 m Anlage von Streifen mit einer Mindestbreite von 10 m.	↓
		Abflussregulierung	Anlegen von Wiesenstreifen, Ackerrandstreifen *	Dauerbegrünte Schutzstreifen, dadurch Unterteilung des Hanges: Besonders bei steilen, langen Schlägen > 150 m Anlage von Streifen mit einer Mindestbreite von 10 m.	↓
		Bodenbedeckung, Bodenstabilisierung	Direktsaat *	Belassen von Mulchdecken aus Ernteresten, abgestorbenen Zwischenfrüchten, Stallmist oder Komposten auf der Bodenoberfläche. Anpassung der Fruchtfolge, des Pflanzenschutzes und der Düngung notwendig. Wahl von abfrierenden Zwischenfrüchten (z.B. Senf), um Durchwuchs zu vermeiden. Eventuell erhöhter Schneckendruck. Senkung des Wasserstresses von Beständen in Trockenjahren.	↓↓
		Abflussregulierung, Bodenbedeckung, Bodenstabilisierung	Überführung in Dauergrünland *		↓ bis ↓↓
		Abflussregulierung	Ableiten von Oberflächenwasser	z.B. durch kulturtechnische Maßnahmen wie unterirdische Entwässerung über Drainagen, Schächte oder Fassen des Hangwasseraustrittes.	↓ bis ↓↓

Abb. 3: Maßnahmen zur Erosionsreduktion am Beispiel der Gefährdungsstufe 5.

AUSBLICK

Vor allem in ihrer Kombination sind die Instrumentarien Arbeitskreis, Praxisversuche und Bewertungsschlüssel Erosion geeignet, die konservierende Bodenbearbeitung als ressourcenschonendes Verfahren, insbesondere bei Fruchtfolgen mit Mais und Zuckerrüben, vermehrt zur Anwendung kommen zu lassen. Die Ergebnisse müssen den am Arbeitskreis teilnehmenden Landwirten zufolge jedoch noch einem größeren Kreis zugänglich gemacht werden, z.B. durch Pressearbeit und Veranstaltungen im Teilprojektgebiet.

LITERATUR

Gerber, A. (1999): Von der Inter- zur Transdisziplinarität in der Umweltforschung. Die Arbeitsweise im Modellvorhaben Kulturlandschaft Hohenlohe. In: Flake, M., R. Seppelt und D. Söndgerath (Hrsg.): *Umweltsystemanalyse - Dynamik natürlicher und anthropogener Systeme und ihre Wechselwirkungen*. Landschaftsökologie und Umweltforschung Heft 33. Institut für Geographie und Geoökologie der Technischen Universität Braunschweig. Selbstverlag. S.231-234.

Kirchner-Hefler, R., W. Konold, R. Lenz u.a. (1999): *Ökologische Konzeptionen für Agrarlandschaften*. Modellprojekt Kulturlandschaft Hohenlohe - ein Forschungskonzept. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 31 (9).

Mosimann, T. und Rüttimann, M. (1995): *Bodenerosion selber einschätzen - ein Schlüssel für Betriebsleiter und Berater*, 17 S. Volkswirtschafts- und Sanitätsdirektion des Kantons Basel.

Schwertmann, U., Vogl, W. und Kainz, M. (1990): *Bodenerosion durch Wasser*, 62 S. Ulmer Verlag, Stuttgart.

Sind heute übliche Fahrzeugmassen bei Rübenernte und Gülleausbringung mit den Zielen vorsorgenden Bodenschutzes vereinbar? Ergebnisse eines Forschungsprojekts

Robert Brandhuber*, Lothar Schäfer-Landefeld*, Heinz-Josef Koch**, Nicol Stockfisch**

Zusammenfassung

An 13 Standorten in Bayern und Niedersachsen wurden die Auswirkungen des Einsatzes schwerer Rübenerntefahrzeuge und Gülle selbstfahrender auf die Bodenstruktur untersucht. Bei üblicher Bodenbewirtschaftung waren auf bindigen Böden keine gravierenden Veränderungen des Unterbodengefüges nachweisbar. Der Einsatz schwerer Landmaschinen muss im Sinne vorsorgenden Bodenschutzes in ein Konzept „Bodenschonendes Befahren“ integriert werden.

Zielsetzung, Untersuchungskonzept

Ein Forschungsprojekt sollte die Frage beantworten, wie hoch die Risiken einzuschätzen sind, die unter Praxisbedingungen vom Einsatz schwerer Landtechnik mit hohen Fahrzeugmassen insbesondere für die Unterböden ausgehen.

Tabelle 1: Untersuchungsstandorte, Befahrungsbedingungen

Nr.	Datum	pF-Wert bei Überfahrt (15/25/35cm Tiefe)	Bodenart	Bodenbearbeitung	Fahrzeug-Gesamtmasse
A	11/97	2.5 / 2.5 / 2.5	Tu	Pflug, Tieflock.	25 / 40 t
B1	4/98	2.0 / 2.0 / 2.0	Si3	Pflug	30 t
B2	4/98	2.0 / 2.0 / 2.0	Si3	Mulchsaat	30 t
C	10/98	1.0 / 1.0 / 1.0	Su2	Pflug	40 t
D1	10/98	1.0 / 1.0 / 1.0	Lu	Pflug	40 t
D2	10/98	1.0 / 1.0 / 1.0	Lu	Direktsaat	40 t
E	10/98	1.0 / 1.0 / 1.0	Ut3	Pflug	25 / 40
F	10/98	1.0 / 1.0 / 1.0	Ut2	Pflug	10 t
G	4/99	2.0 / 1.5 / 1.0	Ut4	Mulchsaat	30 t
H1	10/99	2.5 / 2.5 / 2.5	Ut3	Pflug	25 / 40 t
H2	10/99	2.5 / 2.5 / 2.5	Ut3	Pflug	25 / 40 t
I1	10/99	2.5 / 2.5 / 2.5	Tu3	Pflug	40 t
I2	11/99	2.0 / 2.0 / 2.5	Lu	Pflug	40 t

Die Böden von 13 Ackerschlägen wurden zum Zeitpunkt der Zuckerrübenernte oder der Gülleausbringung vor Mais untersucht, neun davon in Bayern, vier in Niedersachsen (Tab. 1). Die Befahrungen erfolgten mit den vor Ort eingesetzten Maschinen, zur Zuckerrübenernte mit 6-reihigen, selbstfahrenden Köpfrödebunkern (Holmer Terra Dos), zur Gülleausbringung mit selbstfahrenden

Systemfahrzeugen (Holmer Terra Variant). Beide Fahrzeugtypen besitzen zwei Achsen, fahren mit versetzter Spur und sind mit Terrareifen ausgerüstet.

Vor und nach der Befahrung erfolgte die Probenahme auf jeweils demselben Teilstück des Ackerschläges an 25 oder 32 Entnahmestellen in einem versetzten Raster mit einer Seitenlänge von 25-30 m (Abb.1) in 3 Tiefenstufen (Krumenmitte, Schlepperradsohle und darunter in ca. 35-40 cm Tiefe). Die statistische Auswertung der Datenpaare vor und nach der Überfahrt erfolgte mit dem U-Test nach Wilcoxon.

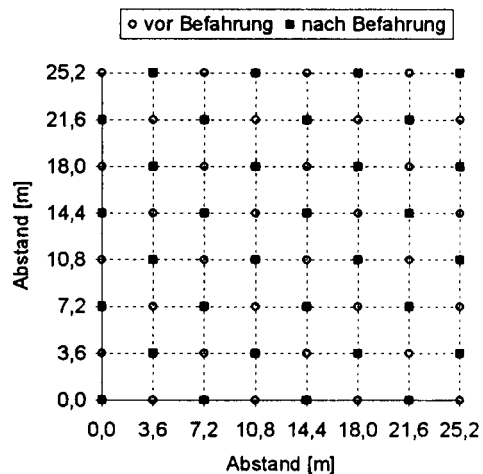


Abbildung 1: Probenahmeraster

Ergebnisse und Diskussion

In der Ackerkrume belegen die Messwerte erwartungsgemäß in den meisten Fällen eine deutliche Verformung der Böden (Beispiele B1 und G in Abb. 2, Tiefenstufe 1). Die Werte für Trockenrohdichte und Aggregatdichte steigen an, der Anteil der Makro- (0,3-3,0mm) und weiten Grobporen (0,05-0,3mm Durchmesser) nimmt ab, die Luftleitfähigkeit sinkt. Auf der Direktsaatfläche (D2, Abb. 2) hinterließ die Befahrung mit einem vollbeladenen Rodefahrzeug im Herbst 1998 trotz der extrem ungünstigen Bodenbedingungen keine statistisch signifikanten Bodenveränderungen.

In der Schlepperradsohle blieben die Böden weitgehend unverändert bei einem häufig sehr kompakten Ausgangsgefüge (C und G in Abb. 2, Tiefenstufe 2).

Im Unterboden sind keine oder nur geringe Verdichtungserscheinungen nachweisbar, mit Ausnahme von Standort A (Tab. 2, Abb. 2). Dort hat die

*Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau, Freising

E-mail: robert.brandhuber@lbp.bayern.de

** Institut für Zuckerrübenforschung, Göttingen

E-mail: koch@ifz-goettingen.de

tiefe Lockerung im Vorjahr den Boden soweit destabilisiert, dass die Bodenbeanspruchung bei vollem Rübenbunker auch in der Tiefe um 40 cm zu einer erheblichen Verformung führte. Die Luftleitfähigkeiten sanken in die Einstufung „sehr gering“. Im nassen Herbst 1998 waren an den beiden Standorten C und D keine Unterbodenveränderungen messbar (Tab. 2 u. Abb. 2). Dabei kennzeichnet der Gefügekennwert Luftpermeabilität den verdichtungsempfindlichen Sandboden von Standort C bereits vor der Befahrung als sehr kompakt (Abb. 2). Die Ursachen für den Anstieg der Luftpermeabilität (Standorte E und H) bei teils höheren Raumdichten (Tab. 2) bleiben ungeklärt, denkbar wären z.B. Scherbrüche. In Abb. 2 sind für den Unterboden (Tiefenstufe 3) die Luftpermeabilitäten der drei kritischen Standorte A, B1 und C zusammengestellt.

Tabelle 2: Veränderung bodenphysikalischer Eigenschaften im Unterboden (ca. 35-40 cm) durch die Befahrung. Minuszeichen (-) kennzeichnen Abnahme, Pluszeichen (+) Zunahme der betreffenden Größe. Statistische Signifikanzen mit 5% (+/-), 1% (++/- -) und 0,1% (+++/- -) Irrtumswahrscheinlichkeit; leere Tabellenfelder kennzeichnen nicht signifikante Veränderungen.

Nr.	Fahrzeugs-masse	Poren 0,3-3,0 mm	Poren 0,05-0,3mm	Trocken-rohdichte	Luftper-meabilität pF 1,8
A	40 t	---	---	+++	---
A	25 t	---	---		-
B1	30 t	--			--
B2	30 t				
C	40 t			+	
D1	40 t			+	
D2	40 t		-		
E	40 t		--	++	+++
E	25 t			+++	
F	10 t	-		+++	
F	10 t	---		+++	+
G	30 t	-			-
H1	40 t				+
H1	25 t				
H2	40 t				
H2	25 t				++
I1	40 t		-		
I2	40 t		--	-	

Schlussfolgerungen

Nach den vorgelegten Ergebnissen hat praxisüblicher Einsatz schwerer Rübenrodefahrzeuge und Gülleselbstfahrer die Gefügeeigenschaften bindiger Böden unterhalb der Ackerkrume nicht gravierend verändert, vorausgesetzt, die Böden wurden vorher nicht tiefengelockert. Ergebnisse von Arvidsson (2001), Gysi (2001), Brunotte et al. (2000) und Diserens et al. (1998) werden damit bestätigt. Ein

Standort mit verdichtungsanfälliger Bodenart (schwach schluffiger Sand) zeigte nach der Befahrung zwar keine weiteren Verdichtungsmerkmale, war aber bereits deutlich vorverdichtet.

Die Ergebnisse stützen die Einschätzung, dass Befürchtungen nicht generell zutreffen, die Unterböden würden durch den Einsatz heute üblicher schwerer Landmaschinen großflächig geschädigt. Andererseits konnten durchaus Gefügeveränderungen im Unterboden nachgewiesen werden (z.B. bei Standort B1 im Frühjahr), die aber noch keine kritischen Werte der Luftpermeabilität unterschreiten, wenn man sich an der Einstufung von Kmoch (1966) orientiert. Nachweislich bestehende Risiken müssen in einem Konzept „bodenschonenden Befahrens“ (Sommer, 1998) minimiert werden, das die Förderung der Tragfähigkeit der Böden, die Weiterentwicklung technischer Möglichkeiten zur Schonung der Böden auf Fahrzeugseite, die Begrenzung der mechanischen Belastung und eine entsprechende Anpassung der Arbeitsverfahren miteinander verbindet.

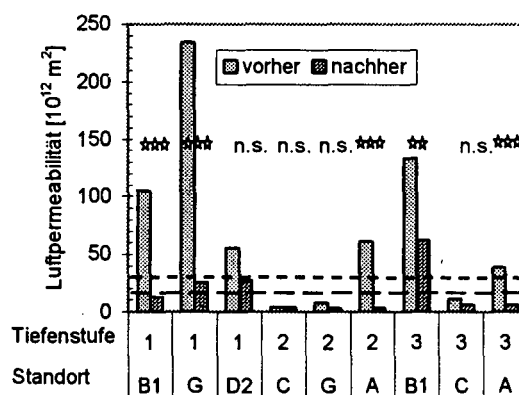


Abbildung 2: Luftpermeabilitäten (Median) bei pF 1,8 für ausgewählte Standorte und Tiefen jeweils vor und nach der Befahrung. Statistisch signifikante Unterschiede mit einem, zwei oder drei Sternen (entsprechend 5%, 1% oder 0,1% Irrtumswahrscheinlichkeit), n.s.: nicht signifikant.

Literatur

Arvidsson, J. (2001): Subsoil compaction caused by heavy sugarbeet harvesters in southern Sweden. I. Soil physical properties and crop yield in six field experiments. Soil Tillage Res. 60, 67-78
 Brunotte, J, und Sommer, C. (2000): Gute fachliche Praxis beim Einsatz leistungsfähiger Erntetechnik. Landtechnik 55 (1), 14-16
 Diserens, E., Anken, Th., Weisskopf, P. und Zihlmann, U. (1998): Tragen Unterböden größere Lasten als erwartet? Agrarforschung 5(1), 9-12
 Gysi, M. (2001): Compaction of a eutric cambisol under heavy wheel traffic in Switzerland: Field data and a critical state soil mechanics model approach. Soil Tillage Res. 61, 133-142
 Sommer, C. (1998): Ein Konzept zur Vorbeugung von Bodenschadverdichtungen in der pflanzlichen Produktion. Bodenschutz 3 (1), 1998, 12-16.

SOME RARE ELEMENTS IN ALLUVIAL SOILS OF CENTRAL VISTULA VALLEY AND ŻUŁAWY

The investigations comprised alluvial cultivated soils of central Vistula valley (5 profiles) and Żuławy (Vistula Delta) area (3 profiles). The soils classified as the proper alluvial-, the brown alluvial-, the humus alluvial-, and alluvial gleyed soils mostly indicate texture of simple silt, clayey silt and silty loams and sands. Emphatic majority of these soils exhibit weakly acidic reaction only humus horizons some profiles of both subtypes indicate acidic and strong acidic reaction, what prove occurrence leaching process in the soils. The gley soil - forming process frequently runs in the deeper horizons of the soils. The cambic genetic horizons of the brown alluvial soils indicate typical morphological properties however weak weathering processes.

Total content of rare elements such as: arsenic (As), barium (Ba), gallium (Ga), niobium (Nb), rubidium (Rb), strontium (Sr), uranium (U), vanadium (V) was determined using X-ray fluorescence technique.

Mean concentrations of the elements in the studied soils (in mg/kg dry soil) were: As - 45,7; Ba - 351; Ga - 11,5; Nb - 10,9; Rb - 72,2; Sr - 76,5; U - 2,4; V - 61,4 and in the fraction < 0,002 mm of the soils: As - 44,8; Ba - 581,1; Ga - 26,8; Nb - 13,8; Rb - 186,1; Sr - 89,5; U - 4,5; V - 192,7.

Statistical analysis of the results indicated the high positive correlation the content of Ba, Ga, Nb, Rb, Sr, V with amount of particles < 0,02mm, < 0,002 mm and total C, Fe, Al, Mg, Ca, K, Ti.

The content of As and U is not correlated with this variables (properties of soils). However the content of As indicated the high positive correlation with total content of SiO₂ and sand fraction.

The gley soil - forming process, which ran in majority soils of Żuławy and in some soils

of central Vistula valley has influence on the soil profile distribution of the elements. Most mobile elements in the gley process are Ba and V, some less Ga, Rb, Sr, Nb, while the As, U are nearly immobile.

The alluvial soils of central Vistula valley and Żuławy contain natural amounts of the Ba, Ga, Nb, Rb, Sr, U, V which can be accepted as geochemical background. Only the average content of As considerably exceed mean concentrations of the element as found in the other unpolluted soils of world.

Józef Chojnicki

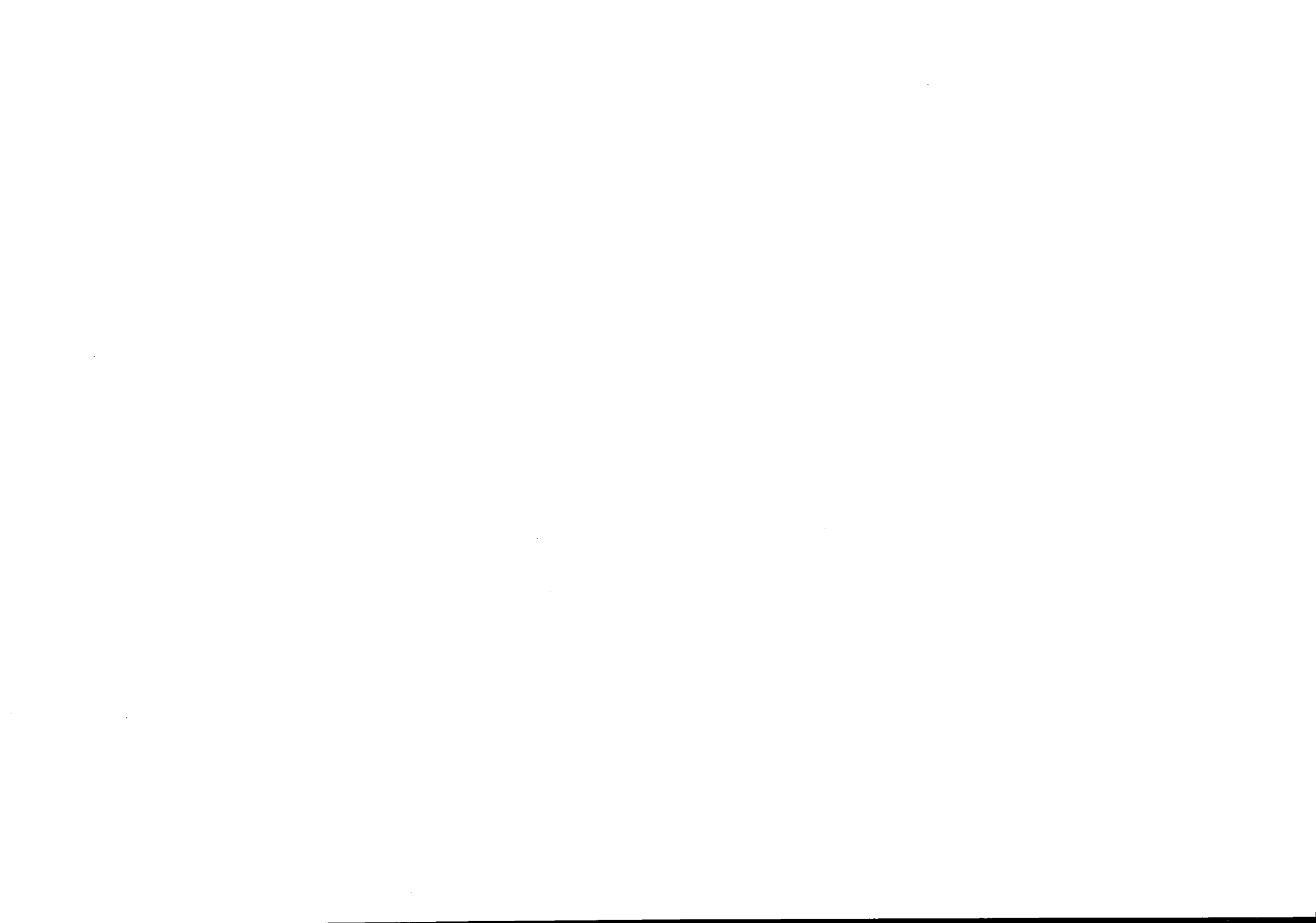
Department of Soil Environment Sciences,
Division of Soil Science,

Warsaw Agricultural University,

ul. Rakowiecka 26/30, 02-528 Warszawa,

Poland,

email:chojnicki@delta.sggw.waw.pl



Regionalisierung der relativen Immissionsbelastung (Blei) in Oberböden Bayerns mit geostatistischen Methoden

Lorenz Dobler

Einleitung

Gleiche Oberflächen- bzw. Nutzungsstrukturen und geringe Tiefenverlagerung vorausgesetzt sind Schwermetallanreicherungen in Oberböden Ausdruck komplexer, aber kontinuierlicher Prozesse, die mit geostatistischen Verfahren modelliert werden können. Als Indikatoren für die flächendeckende relative Immissionsbelastung eignen sich besonders Auflagehorizonte von Waldstandorten, da deren Schwermetallgehalte weitgehend unabhängig vom Ausgangssubstrat sind. Außerdem spielen nutzungsbedingte Unterschiede (Düngung, Pflanzenbehandlungsmittel, Ernte, Erosion) eine untergeordnete Rolle.

Der große Vorteil (geo)statistischer Verfahren (Kriging) gegenüber einfachen (nichtstatistischen) Interpolationsverfahren (IDW, Triangulation, Nearest Neighbour) ist die Möglichkeit, die räumliche Autokorrelation zwischen benachbarten Punkten zu berücksichtigen, für jeden Gitterpunkt Schätzfehler zu berechnen, zusätzliche Daten (auch kategorisierte Daten) in die Analyse einzubeziehen und Simulationen durchzuführen. Insbesondere in Gebieten mit ungleichmäßiger bzw. geringer Probendichte wird dadurch eine größere Aussagesicherheit von Flächendaten erreicht.

Im folgenden wurde untersucht ob unterschiedliche Datensätze und Interpolationsverfahren vergleichbare Ergebnissen bezüglich der relativen Schwermetallanreicherung in Bayern liefern.

Die Ergebnisse sind Teil des F&E-Vorhabens „Allgemeiner Umweltfond – Geologischer und hydrologischer Infopool Projekt Region 10 (Ingolstadt)“, finanziert durch das bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

Material und Methoden

Als Datengrundlage dienen einerseits Schwermetallvorräte ([mg/qm], Totalaufschluß) in gleichmäßig über Bayern verteilten Auflagemischproben (L+Of+Oh-Horizonte) eines zeitlich begrenzten F&E-Vorhabens (JONECK ET AL. 1998) unter definierten Standortbedingungen (ca. 80jährige Fichtenwälder) und andererseits Schwermetallkonzentrationen ([mg/kg]) in Oh-Horizonten (Misch-/Nadelwälder) aus der Landesaufnahme in Bayern aus den Jahren 1980 bis 1998), die in Clustern verteilt sind (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1 Datengrundlage

Datengrundlage	Horizont	n	Abstand [km]	Dichte [n/100km ²]	Fläche [km ² /Profil]
Landesaufnahme	Oh	464	12,3	0,7	152,1
Projekt HIOB	L+Of+Oh	155	21,3	0,2	452,2

Bei den Oh-Proben der Landesaufnahme musste zunächst überprüft werden, ob es zulässig ist Misch- und Nadelwaldstandorte gemeinsam auszuwerten (ANOVA, Mann-Whitney-Test) und ob ein deutlicher zeitlicher Trend vorliegt (Regressionsanalyse), der die räumliche Interpolation beträchtlich stören könnte. An beiden Datensätzen wurde anschließend vier geostatistische Interpolationsmethoden angewandt. Bei den Verfahren 3 und 4 wurden Zusatzinformationen verarbeitet.

1. **Ordinary Kriging** ist die am häufigsten verwendete Methode und Grundlage vieler anderer Krigingmethoden. Der große Vorteil besteht darin, dass ein konstantes lokales Mittel aus Nachbarpunkten berechnet wird und die Schätzung insgesamt relativ unempfindlich gegenüber räumlichen Trends ist.

2. **Das Indikatorkriging** ist ein aufwendiges Verfahren hat aber gegenüber anderen Methoden entscheidende Vorteile. Zum einen kann die räumliche Struktur der Messwerte stärker differenziert werden und selbst starke Abweichungen der Messwerte von der Normalverteilung können vernachlässigt werden. Zusätzlich sind mit einer Schätzung Aussagen zu Unter- bzw. Überschreitungswahrscheinlichkeiten beliebiger Werte möglich. Die bedingte Varianz (*conditional variance*) erlaubt außerdem eine bessere Beurteilung der Schätzgüte als die Krigingvarianz des Ordinary Kriging, da hierbei nicht nur die Messnetzgeometrie, sondern auch die Variabilität der Messwerte eingehen.

Bei Interpolationen über ein größeres, heterogenes Gebiet ist die Ähnlichkeit zwischen benachbarten Punkten nicht nur vom Entfernungsvektor abhängig. Die Grundvoraussetzung für (alle!) Interpolationsverfahren ist damit streng genommen nicht mehr erfüllt. Fortgeschrittene geostatistische Verfahren erlauben es, Zusatzinformation in unterschiedlicher Art und Intensität zu berücksichtigen. Im folgenden kommen zwei einfache Methoden zur Anwendung, wie sie auch innerhalb der verwendeten freeware *Gslib90* enthalten sind (DEUTSCH & JOURNAL 1998, GOOVAERTS 1998).

3. **Simple Kriging mit variierenden lokalen Mittelwerten (SKIM)**: Hier wird vor der Schätzung (a priori) eine für das gesamte Untersuchungsgebiet gültige Trendkomponente berechnet. Dabei kann es sich um eine lineare Funktion (Regression) einer numerischen Hilfsvariablen handeln oder um „bekannte“ Mittelwerte von Subregionen. Variogramme und geostatistische Schätzungen werden nur für die Residuen durchgeführt. Der endgültige Schätzwert für einen einzelnen Gitterpunkt ergibt sich aus der Summe für den jeweils berechneten Trend und dem geschätzten Residuum. Je größer die Entfernung zwischen einem zu schätzender Gitterpunkt und einem Messpunkt, desto stärker ist der Einfluss der Hilfsvariablen auf die Schätzung.

4. **Kriging mit externer Drift (KED)**: Im Gegensatz zum SKIM-Ansatz werden Regressionskoeffizienten für die Hilfsvariablen nicht a priori berechnet, sondern innerhalb des Kriging-systems lokal geschätzt. Die Schätzungen der Zielvariablen werden damit lokal an den Trend der Hilfsvariablen angepasst. Voraussetzung ist, dass der Zusammenhang zwischen den Variablen linear ist. Diese Methode ist aber relativ robust gegenüber geringer oder gar fehlender Korrelation zwischen Ziel- und Hilfsvariablen. Der Nachteil ist, dass in Gebieten mit steiler Regressionsgeraden und niedrigen Messwerten (der Hilfsvariable) unzulässige negative Schätzungen auftreten können. Im Gegensatz zum SKIM werden bei der Schätzung von Gitterpunkten auch Messwerte aus benachbarten Subregionen verwendet. Die Grenzen sind daher nicht so scharf wie beim SKIM-Ansatz.

Voraussetzung für die Anwendbarkeit der beiden Methoden ist, dass die Zusatzinformation sowohl an den Messpunkten als auch an den zu schätzenden Gitterpunkten vorliegt. Liegen diese Informationen nicht in ausreichendem Maße (Rasterdaten) vor, ist es gängige Praxis, diese mit vorhergehenden geostatistischen Schätzverfahren zu „verdichten“.

Neben den beiden hier zur Anwendung kommenden Methoden gibt es noch weitere wichtige Möglichkeiten, Zusatzinformationen mit relativ geringem Aufwand zu verarbeiten. Beim **„Schicht“kriging (kriging within strata, pooled variograms)** werden anhand bestimmter Kriterien zunächst Subregion festgelegt. Sowohl die Variogrammschätzung als auch die eigentliche Interpolation erfolgt dann ausschließlich mit Daten aus den jeweiligen Subregionen. Die Grenzen zwischen den Subregionen bleiben daher auch bei den geschätzten Werten scharf. Das **Cokriging (CK)** ist ein komplexeres Verfahren, bei dem die räumliche Kreuzkorrelation zwischen Ziel- und Hilfsvariablen ermittelt werden muss. Die Anwendung ist nur sinnvoll, wenn die Datendichte der Zielvariablen gering und die Korrelation zwi-

sehen beiden relativ hoch ist. Im Gegensatz zu KED oder SKIM spielt die räumliche Verteilung der Daten keine Rolle.

Ergebnis

Nutzung und Beprobungszeit bei Oh-Proben

Statistische Mittelwertvergleiche ergaben keine Anzeichen für signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungsarten. Die Oh-Horizonte aus Misch- und Nadelwäldern konnten daher zusammengefasst und die Datendichte dadurch deutlich erhöht werden. Zur Abschätzung der Größenordnung eines eventuell vorhandenen zeitlichen Trends wurde für die Oh-Proben der Landesaufnahme einer linearen Regressionsanalyse mit den unabhängigen Variablen Beprobungszeitpunkt, Höhe über NN, mittlere Jahresniederschlagssumme und pH-Wert unterzogen. Dabei ergaben sich Hinweise, dass die Bleikonzentrationen zwischen 1980 und 1987 signifikant zu- und danach wieder abnehmen. Im Vergleich zu den übrigen unabhängigen Variablen spielt der Zeitpunkt der Beprobung jedoch nur eine sehr untergeordnete Rolle. Das Bestimmtheitsmaß der Regression ist relativ niedrig ($R^2 < 0,4$). Nach Analyse der räumlich-zeitlichen Verteilung der Probenahmeorte besteht außerdem die Möglichkeit, dass der Trend teilweise auf im Laufe der Jahre wechselnde Probenahmen in Gebieten mit relativ hohen bzw. niedrigen Gehalten zurückzuführen ist. Obwohl die Ergebnisse der Regression plausibel sind und sich mit dem Trend der Bleideposition in Deutschland weitgehend decken, wurde auf eine zeitliche Trendbereinigung verzichtet.

Geostatistische Schätzverfahren

Bei den folgenden Karte handelt es sich um Darstellungen der relativen Abweichungen vom landesweiten Mittel (des jeweiligen Datensatzes) in Schritten einer Standardabweichung. Dunkle Grautöne bedeuten eine positive und hellgraue eine negative Abweichung vom Mittel. Bei den Subregionen handelt es sich um Hauptlandschaftseinheiten nach WITTMANN (1991)

Ordinary Kriging (OK) – Indikatorkriging (IK)

In beiden Datensätzen ergibt sich im großen und ganzen ein ähnliches und v.a. plausibles Bild mit überdurchschnittlicher atmogener Bleianreicherung in den nordbayerischen Mittelgebirgsregionen, sowie westlich und östlich der Industriezentren um Nürnberg-Fürth-Erlangen. Diskrepanzen sind zum Teil in der (Vor-)alpenregion, am „Donauknick“ und in der nördlichen Frankenalb festzustellen.

Oh (Landesaufnahme)

L+Of+Oh (HIOB)



Abbildung 1 Relative Bleianreicherung Ordinary Kriging

OK und IK unterscheiden sich bis auf die etwas stärkere Differenzierung hoher positiver Abweichungen vom Mittelwert kaum voneinander. Diese sind auf die kürzere Reichweiten (range) in Variogrammen für hohe Bleikonzentrationen zurückzuführen. Da es sich hier um Daten verschiedener Dimensionen handelt (Konzentrationen – Vorräte) ist ein direkter Vergleich der Varianzen nicht möglich. Bei den Ergebnissen der entsprechenden

Ah-Horizonte (beide Datensätze in [mg/kg]) zeigte sich jedoch, dass aufgrund des Klumpeneffektes die mittlere Krigingvarianz der Oh-Daten etwa dreimal höher ist als die der HIOB-Daten und das obwohl die Datendichte etwa dreimal so hoch ist. Eine gleichmäßig Verteilung der Messdaten ist also insgesamt wichtiger als eine hohe Datendichte.

Wie erwartet, zeigt die bedingte Varianz aus dem IK dass in beiden Datensätzen die Unsicherheiten in Gebieten mit hohen Schätzwerten relativ hoch ist. In Regionen, wo relativ hohe Werte zu erwarten sind, sollte demnach auch die Messnetzdichte höher sein.

Oh (Landesaufnahme)

L+Of+Oh (HIOB)

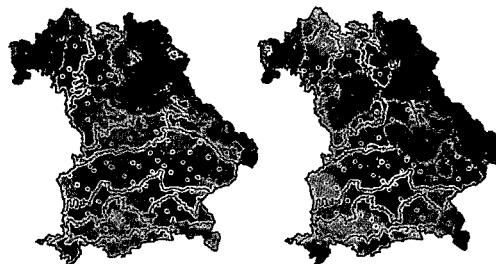


Abbildung 2 Relative Bleianreicherung Indikator Kriging

Hilfsvariablen (KED – SKIM)

Die Berücksichtigung von Geländehöhe und mittlerer Jahresniederschlagssumme (1961-1990) in einem 1x1km-Raster führte bei der vorliegenden Fragestellung zu einem differenzierterem und plausiblerem Bild, wobei sich deutlich der Einfluss des Reliefs widerspiegelt. Die Zuweisung von lokalen Mittelwerten bewirkt dagegen v.a. in Gebieten mit geringer Probendichte eine unzulässige „Generalisierung“ der Ergebnisse.

Oh (Landesaufnahme)
KED (Höhe+NS)

SKIM (lokale Mittel)

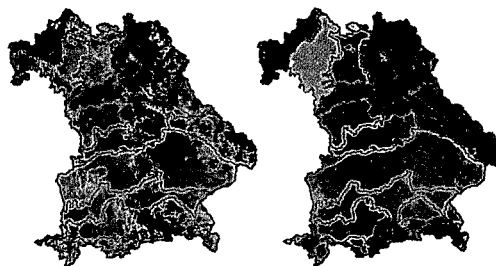


Abbildung 3 Relative Bleianreicherung mit KED und SKIM

Literatur:

- [1] Deutsch, C.V.; Journel, A.G. (1998): GSLIB, Geostatistical Software Library and User's Guide. New York
- [2] Goovaerts, Pierre (1997): Geostatistics for natural resources evaluation. New York
- [3] Joneck, M.; Prinz, R.; Reischl, A.; Schmidt, R. (1998): Untersuchungen zur Ermittlung der ubiquitären Hintergrundbelastung von organischen Problemstoffen (inkl. PCDD/PCDF) an ausgewählten Böden Bayerns unter normierten Standortbedingungen. – GLA-Fachbericht 14. München
- [4] Wittmann, O: (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern. Übersichtskarte 1:1.000.000 – GLA-Fachberichte 5. München.

WIE KANN DIFFUSE BODENBELASTUNG MIT HILFE VON INDIKATOREN BEURTEILT WERDEN?

FREUDENSCHUSS Alexandra und HUBER Sigbert

1. Einleitung

Diffuse Bodenbelastung, die als Kontamination des Bodens durch Schadstoffe von nicht lokal zuordenbaren Quellen definiert werden kann, ist eine der wichtigsten Formen von Bodendegradation, sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene (EEA, 2000; KÖCHL, 2001). Die Feststellung deren Ausmaßes ist daher von Interesse.

Indikatoren haben im Allgemeinen die Aufgabe, die Einhaltung angestrebter Zielvorstellungen anzuzeigen oder Abweichungen dieser festzustellen. Die Entwicklung von Bodenindikatoren ist daher von großer Relevanz, wenn Informationen über den Zustand unserer Böden und die Trends ihrer Entwicklung als Teil eines umfassenden Umweltschutzprogramms für politische Entscheidungsträger und für die Öffentlichkeit zugänglich und verständlich gemacht werden sollen.

Bei der Formulierung geeigneter Indikatoren für Böden ergeben sich jedoch häufig Probleme, die sich vor allem in der räumlichen Variabilität und den unterschiedlichen stofflichen Eigenschaften von Böden manifestieren. Böden stellen Puffersysteme dar, die umweltschädigende Prozesse über lange Zeit beinahe unbemerkt ablaufen lassen können. Daher bietet die alleinige Beschreibung spezieller Bodenmerkmale (z.B. Schwermetallgehalte in Böden) oft nicht genügend Aussagekraft, um als Bodenindikator relevant sein zu können. Folglich sind auch oft die Ursachen der Belastung und andererseits die Auswirkungen auf andere Umweltbereiche (Gewässer, Pflanzen, Mensch) zu berücksichtigen.

Auf **internationaler Ebene** sind vor allem drei Organisationen zu nennen, die sich mit der Ableitung und Implementierung von Bodenindikatoren befassen: Die Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD) der Vereinten Nationen (UN-CSD, 1996), die Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (OECD), die sich im wesentlichen auf Antriebs-, Zustand- und Maßnahmenindikatoren (DSR-Indikatorenrahmen) beschränkt (OECD, 1997) und die Europäische Umweltagentur (EEA), die das Indikatorenkonzept der OECD um die Belastung und die Auswirkungen auf ein DPSIR-Indikatorenkonzept erweitert hat (EEA, 1998) (Abb. 1).

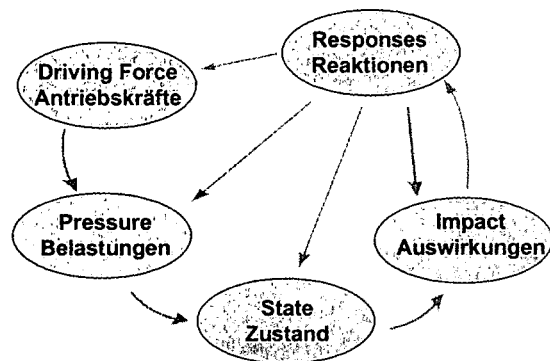


Abb. 1: Indikatorenrahmen (DPSIR) der Europäischen Umweltagentur (EEA, 1998)

2. Methodik

Für die Bewertung diffuser Bodenbelastung mit Hilfe von Indikatoren wird vorgeschlagen den Ansatz der EEA heranzuziehen. Bei Verwendung dieses Ansatzes zur Entwicklung von Indikatoren sind einige **Rahmenbedingungen** zu berücksichtigen (EEA, 2001).

Zuerst muss das jeweilige Schwerpunktthema klar definiert sein und es sind die relevanten Fragestellungen zu formulieren. Weiters ist die politische Relevanz der Thematik zu prüfen (z.B. vorhandene Regelungen und Programme). Der Indikatorenrahmen dient als Werkzeug um relevante Indikatoren zu identifizieren. Entscheidend für die nachfolgende Implementierung der ausgewählten Indikatoren ist die Datenlage hinsichtlich Verfügbarkeit, Vergleichbarkeit und Qualität.

Die **Auswahl der geeigneten Indikatoren**, die zumeist ein iterativer Prozess ist (Abb. 2), geht von einer Liste an potentiellen Indikatoren aus. Aus dieser Indikatorenliste sind unter Berücksichtigung der Rahmenbedingungen relevante Indikatoren auszuwählen und die jeweilige Datenlage zu bewerten.

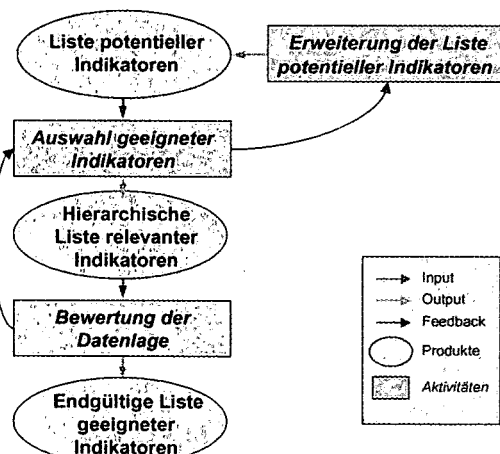


Abb. 2: Iterativer Prozess für die Auswahl von Indikatoren (EEA, 2001)

Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien;
Tel.: ++43/1/31304/3691 oder 3660, Fax: ++43/1/31304/3700,
Email: Freudenschuss@ubavie.gv.at, Huber@ubavie.gv.at
Webpage: <http://www.ubavie.gv.at>

Sofern die Datenlage unzureichend ist, sind andere potentielle Indikatoren aus der Liste auszuwählen bzw. neue Indikatoren zu überlegen. Schließlich kommt man nach eingehender Bewertung zu einer Liste geeigneter Indikatoren, die in der Folge implementiert werden können. Langfristig ist anzustreben die eventuell unzureichende Datenlage von relevanten Indikatoren durch geeignete, vergleichbare Erhebungen zu komplettieren.

3. Ergebnisse und Diskussion

Die dargestellte Methodik wurde in einem ersten Ansatz für das Thema „Schwermetallbelastung landwirtschaftlicher Böden“ für Österreich angewandt. Nachfolgend sind ausgewählte Beispiele von relevanten Indikatoren dargestellt.

Hinsichtlich der **Antriebskräfte** wurde die Entwicklung der landwirtschaftlichen Wirtschaftsweisen betrachtet. Als Indikator wird das Verhältnis von der biologisch bewirtschafteten zur gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche vorgeschlagen.

Von der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung gehen verschiedene **Belastungen** des Bodens aus. Es werden mineralische und organische Düngemittel, Pestizide und auch Klärschlamm auf den Boden aufgebracht, die alle Schwermetalle in unterschiedlichem Ausmaß enthalten. Die entsprechenden Aufwandsmengen bzw. Schwermetallfrachten mit Flächenbezug sind daher von Interesse. Da diese nicht für alle Materialien bekannt sind, müssen andere Größen, wie die Absatzmengen oder die Viehbestandszahlen herangezogen werden (Abb. 3).

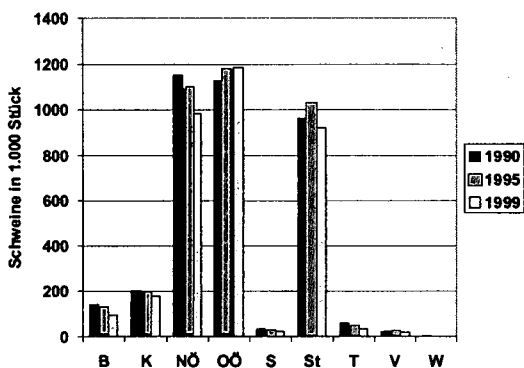


Abb. 3: Entwicklung des Viehbestandes an Schweinen nach Bundesländern (Quelle: BMLFUW, 2000)

Die Belastungen können den **Zustand** der Böden verändern. Überschreitungen von Richt- oder Grenzwerten von Schwermetallgehalten und deren Veränderung über die Zeit können als Indikatoren für mögliche Zustandsänderungen dienen, wobei eine zeitliche Verzögerung einkalkuliert werden muss.

Auswirkungen von Zustandsänderungen können direkte sein, wie die Veränderung mancher Bodenfunktionen, aber auch indirekte, wie die Kontaminierung von Gewässern, erhöhte Gehalte in Pflanzen oder geänderte Biodiversität von Bodenorganismen. Entsprechende Indikatoren, wie z.B. Schwermetallgehalte im Grundwasser und in Futterpflanzen oder die Abundanz von Bodentieren erscheinen geeignet, um derartige Auswirkungen beurteilen zu können.

Reaktionen auf solche Veränderungen sollten in erster Linie Einfluss auf die Antriebskräfte und damit auf die Bodenbelastungen haben. Zur Bewertung erfolgter Reak-

tionen können als Indikatoren z.B. die Ausgaben für landwirtschaftliche Umweltförderungsmaßnahmen oder die Änderung von Regulativen bzgl. der Aufbringung von Materialien auf den Boden verwendet werden.

4. Ausblick

Die Entwicklung von Indikatoren hinsichtlich Bodenschutz auf nationaler Ebene wird in vielen Staaten Europas vorangetrieben. Beispielsweise wurde in Deutschland vom Umweltbundesamt in Berlin eine Initiative zur Weiterentwicklung von nationalen Indikatoren für den Bodenschutz gestartet. Ebenso wurden in Großbritannien Vorschläge für nationale Indikatoren für Bodenqualität erarbeitet, die je nach der Landnutzung unterschiedlich sind. Diese Aktivitäten basieren auf international vorgeschlagenen Indikatorkonzepten, so wie auch die Initiative des Umweltbundesamtes in Wien bzgl. nationaler Agrar-Umweltindikatoren (UBA, 1999), bei der auch bodenrelevante Indikatoren bearbeitet werden.

In Ergänzung zu dieser nationalen, landwirtschaftlich fokuzierten Initiative wird die Erarbeitung von Indikatoren für den Bodenschutz in Österreich vorgeschlagen. Zukünftige Aktivitäten dieser Initiative könnten sein:

- Identifizierung geeigneter Indikatoren
- Bewertung vorhandener Indikatoren
- Beurteilung der Durchführbarkeit und Aufwand der Entwicklung von neuen Indikatoren
- Entwicklung einer Strategie für die Berücksichtigung der Indikatoren bei zukünftigen Bodenerhebungen

Diese Initiative soll dazu beitragen, dass Österreich einerseits auf die internationalen Entwicklungen besser reagieren kann, und andererseits eine Art „Frühwarnsystem“ hinsichtlich Veränderungen der Ressource Boden bekommt, was für den vorsorgenden Bodenschutz notwendig erscheint.

Literaturverzeichnis

BMLFUW (2000): Grüner Bericht 1999. Wien.
 EEA (1998): Europe's environment – The Second Assessment. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg & Elsevier Science Ltd., UK.
 EEA (2000): Down to earth: Soil degradation and sustainable development in Europe - A Challenge for the XIX century. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
 EEA (2001): Report on data needs and data availability for the development of indicators for local and diffuse soil contamination. Technical Report No. xy, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark (in preparation).
 KÖCHL, A. (2001): Bodenschutz in Österreich. In: Bodenschutz in einem vereinten Europa. Bodenkundlicher Kongress der Dt. und der Österr. Bodenkundl. Gesell., Beiträge zum Öffentl. Vortragstag, 5. Sept. 2001, Wien, Mitt. d. Österr. Bodenkundl. Gesell., Heft 64, 39-51.
 OECD (1997): Environmental Indicators for Agriculture. Paris.
 UBA (1999): Umweltindikatoren für Österreich – Regionale und nationale Maßzahlen zur Dokumentation der Umweltsituation auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung. Workshop 16.-17. Nov. 1998, Schloß Wilheminenberg. Tagungsberichte, Bd. 26, Wien.
 UN-CSD (1996): Indicators for Sustainable Development: Framework and Methodologies. United Nations, New York.

Indikation der Bodenerosion zur Definition der „guten fachlichen Praxis“ im BBodSchG (Bundländer-Papier)

Frielinghaus, Monika*; Brandhuber, Robert**; Schmidt, Walter-Alexander***

Die langjährigen Messungen der Bodenverlagerung durch Erosion in verschiedenen Regionen Deutschlands haben zur Fixierung des Problems im Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG, 1998) sowie in der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV, 1999) geführt. Damit öffnet das Bodenschutzrecht den Weg, im Rahmen der guten fachlichen Praxis (§ 17) erosionsmindernde **Vorsorge-Maßnahmen** verbindlicher zu empfehlen. In Einzelfällen wird allerdings nach der Feststellung einer schädlichen Bodenveränderung oder eines Umweltschadens und nach erfolgter Beratung auch von der Möglichkeit Gebrauch gemacht werden müssen, Schutzmaßnahmen anzuordnen.

Voraussetzung für eine erfolgreiche Vorsorge ist eine qualifizierte **Beratung**. Die landwirtschaftlichen Beratungsstellen sind laut § 17 des BBodSchG beauftragt, den Landwirten die entsprechenden Grundsätze der guten fachlichen Praxis zu vermitteln und ihnen die Risiken einer unangepassten Landnutzung für den Boden und seine Funktionen sowie für die Umwelt deutlich zu machen, wenn sie in erosionsgefährdeten Gebieten wirtschaften.

Was ist nun gute fachliche Praxis?

Eine durch das BMVEL einberufene Expertengruppe hat ein Bund-Länder-Papier (2001) erarbeitet und mit den Länderreferenten abgestimmt, in dem die Grundzüge der Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion dargelegt werden. Die gute fachliche Praxis wird vom jeweiligen Risiko bestimmt. So vielfältig wie die Erscheinungsformen der Bodenerosion selbst sind auch die

Methoden der Risikoabschätzung und die dafür zur Verfügung stehenden Datenbasen.

Eine möglichst genaue Bewertung des standort- und nutzungsspezifischen Risikos ist die Grundlage für die Vorsorge durch gute fachliche Praxis.

Im Teil Bodenerosion des Bund-Länder-Papiers wird ein Algorithmus vorgestellt, der schrittweise die potentielle und tatsächliche Risikobewertung verlangt und vom Bewertungsergebnis ausgehend eine adäquate Vorsorge empfiehlt.

Die gleichberechtigten länderspezifischen Methoden und Datenbanken werden beschrieben.

Die kombinierte Bewertung von Standort und Bodennutzung als Grad der tatsächlichen Gefährdung ermöglicht die Entscheidung, ob Bodennutzung und -bewirtschaftung dem jeweiligen Risiko angepasst sind und damit die Vorsorge gegen Bodenerosion gewährleistet ist. Ist ein zu hohes Risiko erkennbar, muss die Bodenbewirtschaftung so verändert werden.

Nach der hier vorgeschlagenen Vorgehensweise ergeben sich 3 Risikostufen.

- ✦ In der Risikostufe „niedrig“ ist die Bodenbewirtschaftung dem Gefährdungspotential des Standortes angepasst.
- ✦ In der Risikostufe „mittel“ sollten vorsorgende acker- und pflanzenbauliche Schutzmaßnahmen - wenn noch nicht geschehen - in jedem Fall umgesetzt werden. Das Bewertungsschema ist bewusst unscharf gehalten, um standortspezifische und bewirtschaftungsbedingte Besonderheiten berücksichtigen zu können. Einzelfallentscheidungen helfen klären, ob die Vorsorgepflicht nach dem BBodSchG erfüllt ist. Dazu muss notwendiger Sachverstand durch Fachleute vorhanden sein oder eingeholt werden. Bereits ergriffene Schutzmaßnahmen sind dabei positiv zu wichten.
- ✦ In der Risikostufe „hoch“ besteht dringender Handlungsbedarf bezüglich der Anwendung von Maßnahmen der guten fachlichen Praxis als Vorsorge gegen Bodenerosion., zu denen auch Maßnahmen der Flurgestaltung gehören sollten

Prof. Dr. Monika Frielinghaus, Zentrum für
Agrarlandschafts- und Landnutzungsforschung
(ZALF) e. V., Inst. f. Bodenlandschaftsforschung,
15374 Müncheberg, e.mail: <frielinghaus@zalf.de>

Dr. Hubert Brandhuber, Bayerische Landesanstalt f.
Bodenkultur und Pflanzenbau, Vöttinger Str. 38,
85354 Freising

Dr. Walter-Alexander Schmidt, Sächsische Landesanstalt für
Landwirtschaft, Fachbereich Bodenkultur und
Pflanzenbau, PF 22 11 61, 04131 Leipzig

1. Schritt		
Bewertung des Standortes (Indikatoren: Boden/Bodenhydrologie/Geländemorphologie) ergibt die POTENTIELLE GEFÄHRDUNG [A]		
Niedrig [Gefährdungsstufe [A 1]]	Mittel [Gefährdungsstufe. A 2]	Hoch [Gefährdungsstufe A 3]
2. Schritt		
Bewertung der Bodennutzung (Indikator: Bodenbedeckung) ergibt das NUTZUNGSRISIKO [B]		
Niedrig (Boden durchgehend bedeckt) [Risikostufe B1]	Mittel (Boden längere Zeit nicht ausreichend bedeckt) [Risikostufe B2]	Hoch (Boden überwiegend nicht ausreichend bedeckt) [Risikostufe B3]
3. Schritt		
Aus der Potentiellen Gefährdung und dem Nutzungsrisiko ergeben sich die TATSÄCHLICHEN RISIKEN, DENEN KONSEQUENZEN FÜR DIE VORSORGE GEGEN BODENEROSION folgen [C]		
Niedrig [C1] ergibt sich aus [A1] und [B1]/[B2] oder aus [A2]/[A3] <u>aber</u> [B1] Vorsorge ist gewährleistet	Mittel [C2] ergibt sich aus [A2] und [B2] oder aus [A1] <u>aber</u> [B3] Vorsorge ist in kritischen Bereichen nicht gewährleistet	Hoch [C3] ergibt sich aus [A2] und [B3] oder aus [A3] und [B2]/[B3] Vorsorge ist nicht gewährleistet
Ausreichende Bodenbedeckung im Anbauablauf bewirkt einen guten Schutz vor Bodenerosion	Einzelfallentscheidungen sind notwendig. Alle zumutbaren Möglichkeiten zur Erhöhung der Bodenbedeckung in Anbauabläufen verbessern den Schutz vor Erosion	Zusätzlich zu den Maßnahmen einer deutlichen Erhöhung der Bodenbedeckung verbessern Flurgestaltungsmaßnahmen den Schutz vor Erosion

Schema zur Bewertung des Standort- und Nutzungsrisikos der Bodenerosion

Der Landwirt kann nach seinen Erfahrungen und betrieblichen Möglichkeiten aus nachfolgenden Komplexen die für ihn passenden und wirksamsten Maßnahmen auswählen:

- **Allgemeine acker- und pflanzenbauliche Schutzmaßnahmen gegen Erosion (C1)**
- **Erosionsmindernde Bodenbearbeitungs- und Bestellverfahren (C1 plus C2)**
- **Erosionsmindernde Flurgestaltung (C1 plus C2 plus C3)**

Die mit einzelnen Schutzverfahren (z. B. konservierende Bodenbearbeitung) eventuell verbundenen Probleme und Risiken, die besonders bei der Umstellung auf die erosionsmindernde Bewirtschaftung in den ersten Jahren auftreten können, müssen standortspezifisch untersucht und gelöst

werden. Inzwischen liegen viele Erfahrungen und Lösungsansätze vor, die in Länderbeispielen dargelegt und ein Bestandteil des Papieres sind (Bund- Länder-Papier, BMVEL, Bonn 2001)

Literatur:

- Bund-Länder-Papier BMVEL 2001: Autorenkollektiv: „Gute fachliche Praxis zur Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen und Bodenerosion (im Druck)
- Frielinghaus, Mo. und Bork, H.-R. (1999): Schutz des Bodens. BUCHWALD, K.; ENGELHARDT, W. (HRSG.) Bonn. Economica Verlag. ISBN 3-87081-512-4. 169 S.
- Nitzsche, O.; Schmidt, W. u. W. Richter (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. Mittlg. Bodenkdl. Gesellsch. 92, S. 178-181.
- Richter, G. (Hrsg.) (1998): Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems. Darmstadt: Wiss. Buchges., 1998, ISBN 3-534-12574-6. 264 S, 82 Abb., 38 Tab.
- Schmidt, J.; v. Werner, M.; Michael, A. u. W. Schmidt (1996): EROSION 2D / 3D. Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser: Hrsg.: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. ISBN 3-00-001453-5.

Entwicklung eines Bewertungsverfahrens zur Erfassung schützenswerter Böden anhand ihrer Archivfunktion im Überblicksmaßstab 1:50 000

Michael Gebel & Thomas Kannegießer*

1. Einleitung und Ziel

Die Beschäftigung mit diesem Thema geschieht vor dem Hintergrund, der mehr den je aktuellen Frage des Bodenschutzes in Deutschland. Die funktionale Bewertung des Mediums Boden ist ein wichtiger Schritt zur Beurteilung seiner Schutzwürdigkeit. Ziel dieses Ansatzes ist es, über die Ermittlung des natur- und kulturhistorischen Archivpotentials, potentiell schützenswerte Böden im Überblicksmaßstab 1:50 000 herauszuarbeiten. Mit dem nachfolgend skizzierten Ansatz wird eine übersichtliche Methodik angestrebt, die sich an der Bodenfunktion als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte im Sinne des Bundesbodenschutzgesetzes (BBodSchG §§ 1, 2) orientiert. Entsprechend seiner physikalischen, chemischen und biologischen Eigenschaften konserviert der Boden seine Entstehungsgeschichte und ist damit Archiv seiner natürlichen Entwicklung. Zugleich dokumentiert er auch die Spuren anthropogener Einwirkungen und kann daher als Archiv der Kulturgeschichte angesehen werden. Zur Beurteilung der Archivfunktion von Böden ist nicht nur der Boden im engeren bodenkundlichen Sinne von Bedeutung, sondern auch kulturhistorische Zeugnisse und deren Rolle im Kontext einer Kulturlandschaftsentwicklung, d.h. nichts anderes, als dass an den Boden gebundene Elemente einer historisch gewachsenen und vielgestaltigen Kulturlandschaft ebenso von Überprägung, Egalisierung und Zerstörung betroffen sind, wie das Solum an sich.

Als Elemente mit kulturhistorischem Wert sind insbesondere Bodenaltertümer anzusehen, die oftmals wichtige und einzige Geschichtsquelle menschlicher Vergangenheit vor dem Einsetzen schriftlicher Überlieferungen sind, wie z. B. Siedlungsspuren, Grabanlagen, Kultstätten, etc. (KROITZSCH & QUIETZSCH, 1984).

Aus bodenkundlicher Sicht wiederum sind Elemente interessant, die eine besondere naturgeschichtliche Bedeutung aufweisen, wie etwa Paläoböden oder Moore.

2. Material und Methoden

Die **Bewertung des Archivpotentials** erfolgt auf **Basis von Leitbodenformen**. Als digitale Kartengrundlage steht hierfür die Bodenkarte des Freistaates Sachsen im Maßstab 1:50 000 zur Verfügung (getestet am Blatt L 5146 Freiberg mit Bodenregionen der Löß- und Sandlößlandschaften sowie der Berg- und Hügelländer mit hohem Anteil an Magmatiten und Metamorphiten) (SÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE, 1996). Als zweite wichtige Datengrundlage dienen Informationen des archäologischen Landesamtes Sachsen über kartierte Bodendenkmäler im Bereich der TK 50 Blatt Freiberg.

Die Einschätzung des Archivpotentials der Böden erfolgt in zwei aufeinanderfolgenden, getrennten Bewertungskomplexen.

Der **erste Bewertungsschritt** bezieht sich ausschließlich auf das **naturhistorische Archivpotential** der Böden. Dem folgt dann ein **zweiter, statistischer Bewertungsschritt** zur Beurteilung des **kulturgeschichtlichen Archivpotentials**.

Der erste Bewertungsschritt umfasst die Beurteilung der dokumentarischen Eigenschaft des Bodens, Archiv der eigenen, natürlichen Bodengenese zu sein. Die dafür ausgewählten und zu beurteilenden Merkmale werden in zwei Hauptmerkmale und ein modifizierendes Merkmal unterteilt.

*TU Dresden, Institut für Geographie, Lehrstuhl Landschaftslehre/ Geoökologie, Mommsenstr. 13, 01062 Dresden, Tel.: 0351/4634046, Fax: 0351/4637064, e-mail: mg4@rcs.urz.tu-dresden.de

Sie werden jeweils anhand einer 5-stufigen Skala bewertet.

Hauptmerkmale sind Nutzungsart und Reliefposition. Modifizierendes Merkmal ist die Seltenheit (% Flächenanteil der Summe der Areale gleicher Leitbodenform an der betrachteten Gesamtfläche), diese stellt insofern einen positiv aufwertenden Aspekt dar, da es sich zumindest im betrachteten Raum, um seltene oder vielleicht einzigartige Böden handeln könnte.

Der zweite Bewertungsschritt, bezüglich des kulturgeschichtlichen Archivpotentials der Böden, erfolgt indirekt über die in ihnen enthaltenen Bodendenkmäler.

Eine qualitative und quantitative Bewertung einzelner wie auch mehrerer Bodendenkmäler hinsichtlich einer Rangfolge kann nicht erfolgen, da aus denkmalpflegerischer Sicht keines von ihnen höher oder wertvoller einzuschätzen ist ("Fixwert Bodendenkmal") als ein anderes. Unter diesem Aspekt spielt es ebenfalls keine Rolle, welche zeitliche Stellung das Objekt hat und welcher Art es ist.

Entscheidendes Kriterium im Überblicksmaßstab 1:50 000 ist deshalb die Höhe der Wahrscheinlichkeit mit der ein Bodendenkmal in den Arealen einer Leitbodenform vertreten sein kann. Dies ermöglicht es den Böden ein spezifisches Potential zuzuweisen, welches Auskunft über ihre jeweilige kulturhistorische Dokumentationsfähigkeit gibt. Dazu ist es im Vorfeld notwendig festzustellen, wie viele Areale einer Leitbodenform im betrachteten Landschaftsausschnitt kulturhistorische Objekte enthalten und diese durch die Gesamtanzahl der Areale der gleichen Leitbodenform zu teilen. Die Wahrscheinlichkeit, kulturhistorische Objekte zu enthalten, kann demzufolge zwischen 0 und 1 liegen. Sie ist ein Maß für das Potential des Bodens, kulturhistorisches Archiv zu sein und wird mit den Wertstufen 5 - 1 abgestuft eingeschätzt.

3. Ergebnisse

Areale auf Basis der Leitbodenformen werden sowohl hinsichtlich ihres naturhistorischen Archivpotentials als auch ihres kulturhistorischen Archivpotentials bewertet. Zu den Böden mit hohem naturhistorischen Archivpotential gehören häufig kleine Areale im Tiefen- und Hangfußbereich, die extensiver Nutzung unterliegen. Darunter fallen z. B. Hochmoore und Stagnogleye aus Kolluviallehm/Löß. Die Ausweisung von Mooren als Böden mit hohem naturhistorischen Archivpotential bestätigt u.a. die Wahl der beurteilten Merkmale, sind doch Moore in ihrer Zusammensetzung/ Stratigraphie wichtige Zeugen bei der Rekonstruktion nacheiszeitlicher Klima- und Vegetationsentwicklung, d.h. als Archiv der Naturgeschichte besonders wertvoll. Die räumliche Verteilung gleichwertiger Böden zeigt keine auffälligen Besonderheiten.

Bei der Betrachtung des kulturhistorischen Archivpotentials fallen in höchste Wertstufe vor allem Vegaböden und Hortisols aus Lehm. Das spricht für eine schon sehr frühe anthropogene Nutzung dieser Bereiche, was sich durch die hohe Wahrscheinlichkeit Bodendenkmäler zu enthalten, ableiten lässt.

Die gemeinsame Betrachtung von natur- und kulturhistorischem Archivpotential führt zur Ableitung des landschaftshistorischen Archivpotentials, das wiederum Aussagen zu potentiell schützenswerten Böden im bearbeiteten Gebiet im Überblicksmaßstab 1: 50 000 ermöglicht. Das Ergebnis dient als Grundlage für großmaßstäbige Kartierungen.

Umsetzung sowie Visualisierung der Ergebnisse erfolgten mittels des GIS ArcView.

4.Literatur

Kroitzsch, K. & Quietzsch, H. (1984): Die geschützten Bodendenkmale im Bezirk Leipzig. In: Kleine Schriften des Landesmuseums für Vorgeschichte. Heft 4. Dresden. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Bereich Boden und Geologie [Hrsg.](1996): Bodenkarte des Freistaates Sachsen, M 1: 50 000, Blatt: L 5146 Freiberg.

Ist die Bewertung der Lebensraumfunktion im Rahmen der Bodenschutzplanung machbar ?

Alexander Gröngroeft, Boris Hochfeld & Günter Miehl

Problemstellung

Während der Gesetzgeber für den stofflichen Bodenschutz mit die Festlegung von Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerten in der BBodSchV schon eine rechtsverbindliche und bundeseinheitliche Regelung getroffen hat, besteht für den nicht-stofflichen Bodenschutz noch eine erhebliche Unsicherheit. Dies ist problematisch, weil einerseits mit § 1 und 2 BBodSchG die Ziele des funktionalen Bodenschutzes verbindlich festgelegt sind und dies in die Beurteilung von Böden bei der Anwendung anderer Gesetze ausstrahlt (BBauG, BNatSchG, UVPG), andererseits die planerische Umsetzung der Ziele aufgrund fehlender Kriterien und mangelnder wissenschaftlicher Kenntnisse noch uneinheitlich und z.T. willkürlich erfolgt.

Vor diesem Hintergrund war es die Aufgabe einer Studie /1/, Wege aufzuzeigen, mit denen die Ableitung von Kennwerten für nicht unmittelbar ökotoxikologisch wirksame stoffliche- und nicht-stoffliche Einwirkungen auf die Lebensraumfunktion als zentrale Bodenfunktion erfolgen kann. Konkret bedeutete dies a) mögliche Bewertungskriterien aus dem Gesetzestext abzuleiten, b) Anforderungen an Bewertungsverfahren aus planerischer Sicht zu formulieren, c) vorliegende Verfahren anhand der Anforderungen zu prüfen und d) Schlußfolgerungen hinsichtlich der notwendigen Schritte zu ziehen.

Was wird unter Lebensraumfunktion verstanden ?

Der Begriff 'Lebensraum' wird in der gängigen ökologischen Fachliteratur nicht definiert. Wenn er verwendet wird, dann synonym zu Habitat (auch als Kleinsthabitat) oder Biotop. Auch aus der Kommentierung zum Gesetz (z.B. /2/) wird deutlich, dass aus der gesetzlichen Formulierung '*Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen, Tiere, Pflanzen und Bodenorganismen*' weder eine Begrenzung auf bestimmte Organismengruppen noch ein ausschließlicher Bezug auf die ökosystemaren Wirkungen der genannten Organismen abgeleitet werden kann. Damit besteht die Notwendigkeit, bei eine Bewertung der Lebensraumfunktion konzeptionell aller potentiell bodennutzenden Organismengruppen zu betrachten.

Anforderungen an Bewertungsverfahren

Die funktionale Bodenbewertung ist ein Vorgang im planerischen Abwägungsprozess /3/, die daher im Einzelfall über die Zulässigkeit einer Maßnahme entscheiden kann. An die Verfahren sind daher folgende Anforderungen zu stellen (Details siehe /1/):

1. eindeutiger Rechtsbezug des Prüfkriteriums
2. fachlich richtige Parameter
3. Plausibilität und Richtigkeit der Verknüpfungsregeln
4. Allgemeingültige Anwendbarkeit
5. Reproduzierbarkeit und Transparenz
6. maßstabsgemäße flächige Differenzierungsfähigkeit
7. inhaltliche Differenzierungsfähigkeit (5-stufig)
8. Ist-Zustandsbezug und Prognosefähigkeit
9. Praktikabilität

Nur wenn die Bewertungsverfahren diese Anforderungen vollständig erfüllen, kann u. E. ein Bewertungsergebnis im Falle eines Rechtsstreits erfolgreich verteidigt werden.

Bestehende Ansätze zur Bewertung der Lebensraumfunktion

Regeln zur Bewertung von Böden sind von mehreren Bundesländern erarbeitet worden, einen Überblick geben /4/ und /5/. Betrachtet man nur die Verfahren zur Bewertung der Lebensraumfunktion, so wird deutlich, dass sich diese bereits konzeptionell stark unterscheiden. Im folgenden werden daher wichtige Verfahren hinsichtlich ihres konzeptionellen Ansatzes und der damit verbundenen Hypothesen dargestellt:

A) 'natürliche Biomasseproduktivität'

Dieser Ansatz basiert auf der Hypothese, dass ein Boden mit einer hohen natürlichen Biomasseproduktivität (Ertragsfähigkeit, Fruchtbarkeit) ein wertvoller Standort für Kulturpflanzen darstellt.

B) 'Biotopentwicklungspotential'

Dieser schon lange verfolgte Bewertungsansatz basiert auf den Hypothesen, dass ein Boden mit seltenen (oder extremen) Standorteigenschaften das Potential aufweist, unter eingriffsfreien Bedingungen eine seltene und daher wertvolle Vegetation zu bedingen und dass mit zunehmender Annäherung der Eigenschaften an diejenigen landesüblicher Ackerstandorte dieses Potential abnimmt. Der Ansatz wird von mehreren Bundesländern eingesetzt, wobei jedoch zur Prüfung des Kriteriums unterschiedliche Parameter und Verknüpfungsregeln zum Ansatz kommen.

C) 'Hemerobie'

Unter Einsatz des Kriteriums 'Intensität der Überprägung des standorttypischen Bodens' wird bei diesem in Hamburg entwickelten Ansatz /6/ die Hypothese vertreten, dass ein standorttypischer, nicht überprägter Boden eine wertvolle Zönose (Tiere, Pflanzen, Bodenorganismen) aufweist und dass mit zunehmender Überprägung des Bodens alle Organismengruppen durch Etablierung einer zunehmend weniger wertvollen Lebensgemeinschaft gleichsinnig reagieren.

D) 'bodenbiologische Standortklassifikation'

Dieser aus der bodenbiologischen Forschung entwickelte Ansatz bewertet die Lebensraumfunktion anhand der Abweichung einer aktuellen Bodenbiozönose von einem aus Standorteigenschaften prognostizierten Erwartungswert /7/.

und ist im Planungsfall wegen des hohen Erfassungsaufwands nicht praktikabel.

Ausblick

Für den planerischen Anwendungsfall ist nur ein Verfahren praktikabel, das die Lebensraumfunktion der Böden anhand abgeleiteter Kriterien prüft. Neben dem Kriterium 'Hemerobie' käme ein aus dem Ansatz B) weiterentwickeltes Kriterium 'Seltenheit der lebensraumrelevanten Bodenmerkmalskombination' in Frage. Eine Möglichkeit zur Vereinheitlichung der Ansätze besteht in der Verknüpfung beider Kriterien in Form einer Matrix, wobei der höchste Wert einem nicht überprägten Boden mit seltenen Standorteigenschaften zukäme.

In jedem Fall wird aber für die Legitimation des Kriteriums und der darauf aufbauenden Bewertungsregeln eine (boden-)biologische Begründung benötigt. Diese bedarf wiederum einer Vereinbarung über die Schutzziele (seltene oder standorttypische Organismen). Nur wenn es gelingt, einen fachlichen Konsens über die Schutzziele herzustellen und auf dieser Basis ein durch Forschungsergebnisse validiertes Bewertungsverfahren aufzustellen, ist es möglich, die Titelfrage mit ja zu beantworten.

	B) Biotopentwicklungspotenzial	C) Hemerobie	D) BBSK
Rechtsbezug	ja	ja	ja
Fachlichkeit/Plausibilität	in Teilen zu prüfen	zu prüfen	ja
Allgemeingültigkeit	(ja)	ja	nein
Flächige Differenzierungsfähigkeit	ja	ja	(Ja ?)
Inhaltliche Differenzierungsfähigkeit	ja	ja	nur 2-stufig
Ist-Zustandsbezug	nein	ja	ja
Prognosefähigkeit	ja	zu prüfen	nein
Praktikabilität	(ja)	ja	nein
Bodenschutz im Anwendungsfall	Böden mit seltenen Standorteigenschaften	Böden mit ungestörtem Profilaufbau	Böden mit typischen Lebensgemeinschaften

Tab. 1 Beurteilung von Bewertungsansätzen anhand der Anforderungen

Vergleich der Ansätze mit den Anforderungen

Da der Schutz der Produktionsfunktion der Böden in § 2 BBodSchG unter den Nutzungsfunktionen aufgeführt wird, fällt u. E. der Ansatz a) nicht unter die Bewertung der Lebensraumfunktion. Für die übrigen Ansätze gibt Tab. 1 eine Beurteilung anhand der oben genannten Anforderungen. Danach läßt sich feststellen:

Da der Ansatz B) nur ein Potential betrachtet, fehlt der Ist-Zustandsbezug. Außerdem ist es unklar, ob die Annahmen über die Wechselbeziehungen zwischen Standorteigenschaften und potentieller Vegetation zutreffen und ob die damit verbundene Wertgebung sich auch auf die übrigen zu schützenden Organismengruppen übertragen läßt. Auch der Ansatz C) weist deutliche Mängel in der naturwissenschaftlichen Stützung der Hypothesen auf. Dies betrifft insbesondere die Bedeutung unterschiedlicher Eingriffe auf die Bodenzönose und die Frage der Dauer der Regeneration der Zönose nach erfolgtem Eingriff. Das einzige Verfahren, das auf biologischen Daten beruht (Ansatz D), ist dagegen bisher nicht für eine allgemeingültige Anwendung konzipiert, weist nicht die notwendige Differenzierung in den Aussagen auf

Quellen

/1/ HOCHFELD, B., G. MIEHLICH & A. GRÖNGRÖFT (2000): Machbarkeitsstudie zur Ableitung von Kennwerten für nicht unmittelbar ökotoxikologisch wirksame Stoffe und für nicht-stoffliche Einwirkungen auf die natürlichen Bodenfunktionen. Bericht an das Umweltbundesamt (FGII 5.1).Hamburg: 61 S. /2/ HOFMANN-HOEPPEL, J., J. SCHUMACHER & J. WAGNER (Hrsg.) (1999): Bodenschutzrecht - Praxis. Kommentar und Handbuch für die geo- und ingenieurwissenschaftliche Praxis. Berlin: Springer. ergänzbares Loseblattwerk. /3/ GABÁNYI, H. (1998): Bodenschutzrechtliche Vorschriften und ihre Bedeutung für die Naturschutzpraxis. Laufener Seminarbeiträge S. 9 - 12. /4/ BLOSSEY, S. & M. LEHLE (1998): Eckpunkte zur Bewertung von natürlichen Bodenfunktionen in Planungs- und Zulassungsverfahren. Bodenschutz 3: S. 131 - 138. /5/ BUNDESVERBAND BODEN (Hrsg.) (1999): Bodenschutz in der Bauleitplanung - Vorsorgeorientierte Bewertung. Veröff. des BVB, Fachausschuß 3.1.Berlin: 72 S.. /6/ GRÖNGRÖFT, A., B. HOCHFELD & G. MIEHLICH (1999): Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Bericht an die Umweltbehörde der Stadt Hamburg. 91 S. /7/ RÖMBKE, J. et al. (1999): Bodenbiologische Bodengüte-Klassen. Abschlußbericht an das Umweltbundesamt (#207 05 006).Berlin: 276 S.

Vorsorgeorientierte Bodenqualitätsziele

- Ein Weg zu mehr Nachhaltigkeit im Bodenschutz? -

von

Dr. Marion Gunreben¹

Belastungsfaktor:	Qualitätsstandard :
Schwermetalle	Vorsorgewerte nach BBodSchV
Organika	Vorsorgewerte nach BBodSchV
Säurebildner	Critical loads für Waldböden
Nährstoffe	Versorgungsklasse C (landwirt. Böden)

1 Einführung

Für das Land Niedersachsen wird derzeit von den Fachbehörden des Landes unter Federführung des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie (NLÖ) ein Bodenqualitätszielkonzept erarbeitet, das ausgehend von den Hauptbodenbelastungen im stofflichen Bereich (Bodenbelastungen durch Schwermetalle, Organika, Säurebildner und Nährstoffe) und im nichtstofflichen Bereich (Bodenbelastungen durch Erosion, Verdichtung und Versiegelung) vorsorgeorientierte Qualitätsziele und -standards für den Bereich des Bodenschutzes in Niedersachsen enthält.

Das Konzept liefert u.a. einen Beitrag zur dauerhaften umweltgerechten Entwicklung im Rahmen der Agenda 21 in Niedersachsen, erarbeitet Bewertungsmaßstäbe zur Beurteilung von Vorhaben (z.B. im Rahmen der Eingriffsregelung und der Umweltverträglichkeitsprüfung) und klärt, inwieweit materielle Bewertungsmaßstäbe des Schutzgutes Boden operationalisiert werden können.

2 Bodenschutz und Nachhaltigkeit

Böden sind aufgrund der langen Zeit, die sie für ihre Entstehung brauchen besonders anfällig für Belastungen. Sie sind nur schwer regenerierbar und ein Bodenverbrauch hat entsprechend gravierende Folgen. Die Böden sind aus diesem Grund von zentraler Bedeutung in der ökologischen Dimension der Nachhaltigkeitsdiskussion, die in Niedersachsen auch in einer funktionalen Arbeitsgruppe „Nachhaltigkeit und Umweltqualität“ durch das NLÖ angestoßen wird.

3 Bodenqualitätsziele und -standards

Bodenqualitätsziele (BQZ), die sich an der Vorsorge orientieren, sind Vorgaben für den vorsorgenden Schutz und die Erhaltung insbesondere der natürlichen Bodenfunktionen sowie für die Abwehr schädlicher Bodenveränderungen und ihrer Auswirkungen auf die Bodenfunktionen. Sie charakterisieren einen Zustand der Bodenqualität, den es in einem bestimmten Zeitraum zu erreichen, zu bewahren, wiederherzustellen oder nicht zu überschreiten gilt. Abgeleitet von den BQZ können Bodenqualitätsstandards als konkrete Bewertungsmaßstäbe zur Bestimmung von Schutzwürdigkeit, Belastung und angestrebter Qualität von Böden festgelegt werden, indem sie für bodenrelevante Parameter Ausprägung, Messverfahren und Rahmenbedingungen festlegen. Bodenqualitätsziele und -standards konkretisieren damit die ökologischen Zielvorstellungen eines langfristig angestrebten Zustandes von Böden.

Vorgeschlagen werden als langfristige Qualitätsziele für stoffliche Bodenbelastungen:

- Begrenzung der Stoffeinträge, so dass die dem Standort entsprechenden natürlichen Bodenfunktionen dauerhaft erhalten bleiben.
- Ausgeglichenheit der Stoffbilanz unter Festsetzung eines tolerablen Überschusses aufgrund menschlicher Nutzung

Als Qualitätsstandards für stoffliche Bodenbelastungen werden derzeit abgestimmt:

Im nichtstofflichen Bereich werden als langfristige Qualitätsziele vorgeschlagen:

- Erhalt der Bodenstruktur und des Bodenkörpers.
- Begrenzung bzw. Reduktion des Flächenverbrauchs.
- Die Neuversiegelung soll mittelfristig die Entsiegelung / das Flächenrecycling nicht überschreiten.

Als Qualitätsstandards für den nichtstofflichen Bereich werden derzeit diskutiert:

Belastungsfaktoren:	Qualitätsstandard:
Wassererosion	Gefährdungsstufen der Bodenfruchtbarkeit
Winderosion	Stufen der tolerierbaren Feldlängen
Verdichtung	Vorbelastung (nach DVWK)
Versiegelung	Geschossflächendichte: 50% GFZ

Das Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen wird voraussichtlich Anfang 2002 vom NLÖ herausgegeben werden, nachdem es mit den Fachbehörden des Landes Niedersachsen abgestimmt ist. Es ist als Empfehlung für die öffentliche Verwaltung aller Planungsebenen zu verstehen (z.B. Landkreise, Kommunen), aber auch für Institutionen und Organisationen, die sich mit der Bewertung und Umsetzung von Bodenschutz-Fragestellungen in Planungsprozessen auseinander setzen (z.B. Planungs- und Beratungsbüros).

4 Beispiel: Flächenverbrauch und Bodenversiegelung

Als Beispiel für die Entwicklung von Qualitätsstandards wird im Folgenden exemplarisch die Ableitung eines Standards für Bodenverbrauch und Bodenversiegelung dargestellt, die als eine der Hauptbelastungen unserer Böden bewertet werden müssen.

In Niedersachsen liegt die Flächeninanspruchnahme durch Siedlungs- und Verkehrsflächen derzeit bei etwa 11,5%. Der Anteil der tatsächlich versiegelten Böden beträgt dabei 4,5% der Landesfläche (Bezugsjahr: 1997). Die versiegelte Fläche in Niedersachsen nimmt im Schnitt täglich um 44000 m² pro Tag zu, was in etwa dem heutigen Bedarf an Wohnfläche von 1100 Menschen entspricht (DAHLMANN, GUNREBEN & THARSEN, 2001). Der Versiegelungsgrad ist in den Ballungsräumen wie Hannover und Braunschweig mit bis zu mehr als 25% am höchsten. Mit zunehmender Entfernung von den Ballungszentren nimmt die Siedlungsdichte ab und der Pro-Kopf-Flächenverbrauch steigt im ländlichen Umland deutlich an. Die Grundstückspreise liegen dort weit unter dem Großstadtniveau und es wird auch großzügiger Bauland ausgewiesen. In den Verdichtungsräumen ist die Ausnutzung der versiegelten Flächen zwar besonders effektiv, gleichzeitig ist hier auch die tatsächliche Versiegelung besonders hoch.

Eine effektive Reduzierung des Flächenverbrauchs ist nur durch die entsprechende Umsetzung eines vielschichtigen Maßnahmenkataloges auf allen Ebenen möglich. Dazu gehören finanzpolitische Anreize im Steuerrecht genauso wie die Ausschöpfung im Bauplanungsrecht. Eine detaillierte Übersicht zu flankierenden Möglichkeiten durch Staat und Gesellschaft hat die ENQUETE-KOMMISSION (1998) erarbeitet.

Zentraler Ansatzpunkt für eine Flächen sparende Baulandbereitstellung auf der Ebene des Bebauungsplans ist das zulässige Maß der bau-

¹Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Dezernat Bodenschutz und Altlasten, An der Scharlake 39, 31135 Hildesheim, e-Mail: marion.gunreben@nlöe.niedersachsen.de

lichen Nutzung, das für einzelne Teile des Baugebietes oder für einzelne Grundstücke unterschiedlich festgelegt werden kann. Schlüsselgrößen für das Maß der baulichen Nutzung sind die sog. Grundflächenzahl (GRZ) und die sog. Geschossflächenzahl (GFZ). Die GRZ gibt an, wie viel Quadratmeter Grundfläche je Quadratmeter Grundstücksfläche zulässig sind. Daneben bestimmt die GFZ, wie viel Quadratmeter Geschossfläche je Quadratmeter Grundstücksfläche maximal gebaut werden dürfen.

In der Baunutzungsverordnung (BauNVO) sind gesetzliche Obergrenzen für die Bestimmung des Maßes der baulichen Nutzung festgelegt, die nur in Ausnahmefällen (§17, Abs.2, BauNVO) überschritten werden dürfen.

In Niedersachsen werden wie im gesamten Bundesgebiet die planrechtlichen Grenzwerte bei weitem nicht ausgeschöpft. Vielmehr besteht bei den Neuausweisungen für Wohn- sowie Gewerbe- und Industriegebiete eine sehr starke Unternutzung der Grundstücke (Tabelle 1), die sich in einer mangelnden (vertikalen und horizontalen) Bebauungsdichte dokumentiert und somit gleichzeitig mit einem hohen Flächenverbrauch einher geht.

Baugebiete	Geschossflächendichte		
	BauNVO	Ist 1996	Ausschöpfung
Kleinsiedlungsgebiete	0,4	0,28	70%
Reine Wohngebiete	1,2	0,46	38%
Allgemeine Wohngebiete	1,2	0,38	30%
Besondere Wohngebiete	1,6	0,43	27%
Dorfgebiete	1,2	0,32	27%
Mischgebiete	1,2	0,40	34%
Kerngebiete	3,0	0,86	29%
Gewerbegebiete	2,4	0,29	12%
Industriegebiete	2,4	0,28	11%
Sondergebiete f. Erholung	1,2	0,28	24%
Sonstige Sondergebiete	2,4	0,36	15%

Tabelle 1: Geschossflächendichte 1996 in Niedersachsen bei den Baugebietsfestsetzungen nach BauNVO (Quelle: eigene Berechnungen nach Bautätigkeitsstatistiken des Niedersächsischen Landesamtes für Statistik)

Bei den Gewerbe- und Industriegebieten werden die zulässigen Höchstwerte für GRZ und GFZ deutlich unterschritten, d.h. die Ausschöpfung bewegt sich bei durchschnittlich 24 % (GRZ) bzw. 12 % (GFZ). Damit liegen die Zahlen für die Geschossflächendichte in Niedersachsen noch weit unter dem Bundesdurchschnitt von durchschnittlich 26 %. Die mangelnde Ausschöpfung zulässiger Bebauungsdichten spiegelt sich in einem enormen Flächenverbrauch wieder, dem aufgrund niedriger Baulandpreise und gemeindlicher Konkurrenzen bisher nur unzureichend entgegen gesteuert werden konnte.

Um eine weiter gehende Ausnutzung der Grundflächen zu erreichen und den Flächenverbrauch durch Wohn- und Gewerbebebauung zu verringern, ist es notwendig, sich den Obergrenzen der BauNVO mehr als bisher anzunähern. Insbesondere bei der Neuausweisung von Gewerbegebieten in den Randbereichen der Verdichtungsräume ist eine Reduzierung des extensiven Flächenverbrauches dringend von Nöten. Nicht selten werden dort durch die großzügige, in die Fläche statt in die Höhe gehende Bauweise beispielsweise von Baumärkten und Einkaufszentren auf der grünen Wiese Freiflächen verbaut und für den Bodenschutz hochwertige Flächen in Anspruch genommen (z.B. Böden

mit hohem ackerbaulichen Ertragspotenzial, die unter landwirtschaftlicher Nutzung stehen). Insbesondere beim Gewerbebauland besteht aufgrund der niedrigen Baulandpreise kein ausreichender Ansatz, sparsam mit Flächen umzugehen. Der mehrgeschossige Gewerbe- und Industriebau wird wenn, dann hauptsächlich dort verwirklicht, wo es zu wenig Bauland gibt (vgl. auch: ENQUETE-KOMMISSION, 1998).

Neben den Obergrenzen nach BauNVO sollte aus Bodenschutzgründen ein **Mindestmaß an baulicher Dichte** für alle Baugebietstypen vorgeschrieben werden. Dieses Mindestmaß sollte 50% der Obergrenzen für die bauliche Dichte betragen.

1996 wurden für Wohnbebauung knapp 2000 ha Fläche in Niedersachsen neu verbraucht. Die durchschnittliche Grundstücksgröße lag dabei bei 890 m². Eine Erhöhung der Geschossflächendichte auf 50% der GFZ (bei den Wohngebieten wäre dies dann eine Dichte von 0,6) hätte eine Einsparung von 638 ha pro Jahr zur Folge gehabt, d.h. ein Drittel der Fläche wäre eingespart worden. Die durchschnittliche Grundstücksgröße hätte dann immerhin noch 593 m² betragen.

Noch größer wäre die Flächeneinsparung bei den Gewerbe- und Industrieflächen gewesen: Das Niedersächsische Landesamt für Statistik weist für 1997 mehr als 350 km² Gebäude- und Freiflächen vorwiegend gewerblicher und industrieller Nutzung aus. Gegenüber dem Vorjahr bedeutet dies eine Flächenzunahme um gut 300 ha. Eine Ausschöpfung von nur 50% der gesetzlich vorgegebenem Grenzwert der GFZ hätte eine Flächeneinsparung um 232 ha ergeben, d.h. drei Viertel der beanspruchten Fläche wäre eingespart worden!

Neben einer dichteren Bebauung sollte auch auf den Baugrundstücken selbst der Grad der Bodenversiegelung durch das Freihalten von Grundstücksflächen, die nicht versiegelt sind und möglichst mit Vegetation bestanden sein sollten, begrenzt werden.

5 Ausblick

Mehr Nachhaltigkeit im Bodenschutz – eine Forderung, die aufgrund der mannigfaltigen Belastungen stofflicher und nichtstofflicher Art bei allen Akteure im Bodenschutzbereich in Zukunft weiter verinnerlicht werden sollte. Nur dann wird es gelingen, die Böden auch für nachfolgende Generationen als Lebensgrundlage zu erhalten und für eine angepasste Nutzung sicherzustellen. Ein erster Schritt ist mit der Bodenschutzgesetzgebung gemacht. Weitergehende Bestrebungen sind vor allem im Bereich der Vorsorge notwendig. Die Erarbeitung von Bodenqualitätszielen und –standards ist dafür ebenso Voraussetzung wie die Definition von Indikatoren, die Nachhaltigkeit messbar machen. Die Erfolge werden sich an der Umsetzung und am Grad der Zielerreichung messen lassen müssen.

6 Literatur

ENQUETE-KOMMISSION (1998): Konzept Nachhaltigkeit. Vom Leitbild zur Umsetzung. Abschlussbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung“ des 13. Deutschen Bundestages. In: Zur Sache 4/98, Deutscher Bundestag, Referat Öffentlichkeitsarbeit

DAHLMANN, I., M. GUNREBEN & J. THARSEN (2001): Flächenverbrauch und Bodenversiegelung in Niedersachsen. In: Zeitschrift Bodenschutz, Heft 03/2001, S. 79-84. Berlin

NIEDERSÄCHSISCHES LANDESAMT FÜR ÖKOLOGIE (HRSG.)(in Bearbeitung): Bodenqualitätszielkonzept Niedersachsen

Grundwasser-Gefahrenbeurteilung (Sickerwasserprognose) auf europäischer Ebene

Dietrich Halm¹, Peter Grathwohl¹

Fragestellung

Bei den meisten Standorten in Europa, die durch organische und anorganische Schadstoffe kontaminiert sind, stellt sich die Frage bzgl. der Gefahr einer Verlagerung von Schadstoffen bis ins Grundwasser (Grathwohl & Klenk 2000). Die Beantwortung dieser Frage (= Grundwassergefahrenbeurteilung / "groundwater risk assessment") ist die wichtigste Voraussetzung für die Entscheidung über Notwendigkeit und Ziele einer Untergrundsanierung und zur Festlegung von Prioritäten für die Untersuchung von Altstandorten und -ablagerungen.

Methodik

Im Gegensatz zu den meisten existierenden Verfahren zielt das hier vorgestellte Konzept zur Grundwassergefahrenbeurteilung auf die Entwicklung von Methoden zur Bestimmung der mobilen Schadstoff-Fraktion in kontaminierten Böden und verschiedenen Abfall-Materialien ab, d.h. es wird wie bei der Sickerwasserprognose der Bundesbodenschutzverordnung nur diejenige Schadstoff-Fraktion bewertet, die sich im (Sicker-)Wasser löst und damit mobil ist, aber nicht der absolute Schadstoffgehalt im Bodenmaterial selbst. Neben Elutionstests für verschiedene kontaminierte Materialien (Recyclingmaterial, Baggergut, Gaswerksböden etc.) sollen insbesondere Verfahren für flüchtige Verbindungen wie z.B. LCKW u. BTEX, die den größten Teil der bekannten Grundwasserverunreinigungen ausmachen, validiert werden. Der neue in GRACOS für diese Stoffgruppe verfolgte

Ansatz beruht auf Bodenluftuntersuchungen mit anschließender Berechnung der Konzentrationen im Wasser mittels der Henry-Konstanten. Einbezogen werden auch Untersuchungen zur Alterung von organischen Mischphasen (z.B. Kraftstoffe) in der ungesättigten Zone.

Erwartete Ergebnisse

Um die neuen Verfahren und Modelle zur Grundwasser-Gefahrenbeurteilung zu validieren, werden spezifische Arbeitsschritte bearbeitet. Mit einem kontrollierten Freilandexperiment werden Modellergebnisse auf großer Skale validiert. In die ungesättigte Zone (Sande) wird eine Schadstoffquelle eingebaut, die eine Mischung volatiler bis semi-volatiler, mikrobiologisch abbaubarer Komponenten enthält. Über ein zeitlich und räumlich hochauflösendes Monitoring-System werden Transport, Ausbreitung, Sorption und Retardation eines Schadstoffgemischs auf der Feldskale bestimmt. Labor- und Lysimeteruntersuchungen auf mittlerer bis kleinmaßstäbiger Skale dienen für die Erstellung verschiedener Szenarien zur Bestimmung von Schadstoff-Transferraten durch die Kapillarzone hindurch ins Grundwasser. Zur Quantifizierung von mobilen Schadstoff-Fraktionen in verschiedenen kontaminierten Böden (z.B. landwirtschaftlich genutzte Böden mit Pestiziden, Böden mit Ruß-, Kohle- oder Schlackenverunreinigungen, Industrieböden) und Abfall-Materialien (z.B. Schlämme, Straßenaufbruch- oder Recycling-Material, Kompost) werden Säulen-Elutionsversuche durchgeführt. Dabei sollen Säulenverfahren entwickelt werden, die zumindest für einige Materialien dazu geeignet sind, die Elution von anorganischen und organischen Schadstoffen zu bestimmen. Zusätzlich wird eine schnelle und kostengünstige Screening-Methode zur Bestimmung der Toxizität in wässrigen Eluaten für komplexe Schadstoff-Mischungen entwickelt. Mit numerischen Modellen wird der Transport flüchtiger Stoffe in der ungesättigten Zone unter Berücksichtigung des biologischen Abbaus (natural attenuation in der ungesättigten Zone) und des Stoffübergangs ins Grundwasser (Schadstoffemission)

¹ Eberhard-Karls-Universität Tübingen, Zentrum für Angewandte Geowissenschaften, Lehrstuhl für Angewandte Geologie, Sigwartstr. 10, 72076 Tübingen, e-mail: dietrich.halm@uni-tuebingen.de, peter.grathwohl@uni-tuebingen.de

modelliert (Burganos et al. 2000, Klenk & Grathwohl 2000, Pasteris et al. 2001). Diese Modelle sollen sowohl durch das großskalige Feldexperiment und kleinskalige Laborversuche validiert werden.

a large scale lysimeter study. *Environ. Sci. Technol.* submitted.

Schlussfolgerungen

Die zu entwickelnden Verfahren und Modelle basieren auf einem Szenarien-Ansatz, der für verschiedene Situationen und Standort-Bedingungen anwendbar sein soll. Solche Szenarien können „a-priori“ eine Einschätzung möglich machen, wie groß die Gefahr für eine Grundwasser-Verunreinigung am jeweiligen Standort ist.

Als wichtigste Folge für die Praxis soll GRACOS zu den Grundlagen für integrierte und auf europäischer Ebene harmonisierte Handlungsanweisungen zur Grundwasser-Gefahren-Beurteilung beitragen.

Literatur

- Burganos, V., Klenk, I., Grathwohl, P. 2000. Groundwater risk assessment at contaminated sites (GRACOS): Scenario specific modeling. In J. Büsing, P. Cortesi, P. Krejsa, P. Maggiorotti, (eds). *EU-Workshop on the protection of European Water resources – contaminated sites, landfills, sediments. Workshop-Proceedings: 261-262.* Venice, Enichem S.p.A.
- Grathwohl, P. & Klenk, I. 2000. Groundwater risk assessment at contaminated sites (GRACOS). In W. Harder et al., (eds). *Contaminated Soil 2000*, Vol.2: 831 - 834, Leipzig: Thomas Telford.
- Klenk, I. & Grathwohl, P. 2000. Biodegradation of petroleum hydrocarbons in the unsaturated soil zone – assessment of emission rates into groundwater. In W. Harder et al., (eds). *Contaminated Soil 2000*, Vol. 2: 775 - 776, Leipzig: Thomas Telford.
- Pasteris, G., Werner, D., Kaufmann, K. Höhener, P. 2001. Vapor phase transport and biodegradation of volatile fuel compounds in the unsaturated zone:

Ligand- and proton-promoted weathering of primary chlorites

Hamer, M.¹, Graham, R.C.¹ & Amrhein, C.¹

INTRODUCTION

Chlorites are found in igneous rocks, and more commonly in sediments and low grade metamorphic rocks (Brindley & Brown 1980). Because chlorites are less stable than most of the other clay minerals when placed into an acidic environment (Barnhisel & Bertsch 1989), they play significant roles in the solution chemistry and may be an important source of magnesium and micronutrients in soils (Ross 1975). The objective of the present study was to compare the weathering behavior of different chlorites in different chemical environments.

MATERIALS AND METHODS

The chlorite samples were obtained from Dr. F. Krantz, Rheinisches Mineralien-Kontor GmbH & Co. KG, Bonn and from the Department of Environmental Sciences in Riverside, California. The bulk rock samples were crushed using a disk grinder and then fractionated by wet sieving and sedimentation to obtain 125-38 μm, < 38 μm, and < 5 μm grain sizes. Magnetic impurities were removed by magnetic separation. The identification of chlorite species (Fig.1) was conducted by x-ray diffraction - considered parameters were the b-parameter and the basal plane spacing - and by SEM equipped with an energy-dispersive x-ray spectrometer (EDS) that allows chemical analysis of microscopic volumes.

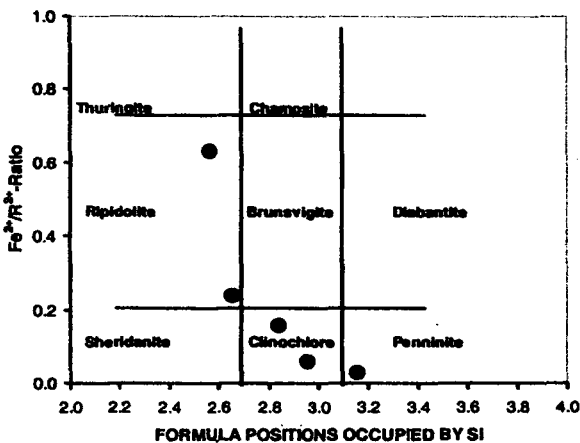


Fig.1: Chlorite classification scheme according to octahedral Fe²⁺/R²⁺ ratio and tetrahedral Si/Al content (Brindley & Brown 1980); dots represent used mineral samples; Mg-Penninite (Pe₀₃), Mg-Clinochlore (Cl₀₆), Fe-Clinochlore (Cl₁₆), Mg-Ripidolite (Ri₂₄), Fe-Ripidolite (Ri₆₃) *Fe content in %

The weathering experiments were conducted in 250 ml acid washed bottles with a solid/solution ratio of 1/200. Two organic acids (citric [pK₁ 2.87, pK₂ 4.34, pK₃ 5.69] and

oxalic [pK₁ 1.04, pK₂ 3.82] acid) and two inorganic acids (hydrochloric [pK < 0] and nitric [pK < 0] acid) within the concentration range of 10 mM to 50 mM were used. To prevent microbial breakdown of the organic acids, two ml chloroform per L was added to all solutions. The reaction vessels were placed in the dark at a constant temperature (25°C) with periodic manual mixing for 90 days.

Experimental solutions were analyzed by inductively coupled plasma optical emission spectroscopy (ICP-OES) to obtain the amount of released framework elements (Si, Al, Mg, Fe). Mineral grains were characterized before and after the experiments by using x-ray diffraction analysis on basally and randomly oriented samples.

RESULTS AND DISCUSSION

The organic acids citric and oxalic acid promoted the dissolution of two different chlorites (Mg-Penninite, Fe-Ripidolite) more than the inorganic acids hydrochloric and nitric acid did, especially when high-Fe chlorites are involved (Fig.2).

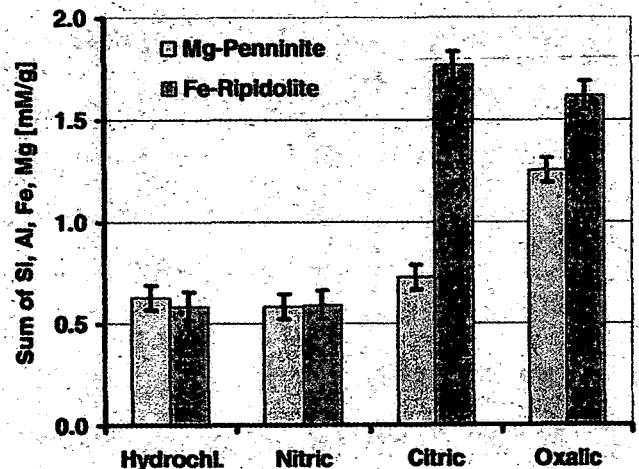


Fig.2: Release of framework elements after 90 days of reaction of Mg-Penninite and Fe-Ripidolite in 10 mM hydrochloric, nitric, citric, and oxalic acid at 25°C

With the organic acids used, Fe-Ripidolite shows a higher solubility than Mg-Penninite, which suggests preferential adsorption of organic ligands at Fe and Al sites. It is known that organic acids can enhance both the solubility and dissolution rates of aluminosilicate minerals (Welch & Ullman 1996) by decreasing the activation energy for the rate-limiting step in hydrolysis due to the formation of surface complexes with Al (Furrer & Stumm 1986). Furthermore Fe forms strong complexes with organic acids, which are crucial for the fate of Fe in the soil solution (Prapaipong et al. 1999).

The relative effectiveness of different acids on chlorite dissolution was compared on the basis of elements released by HCl. Manley and Evans (1986) used the below-mentioned ratio as a complexation index to characterize the dissolution of feldspars by organic acids.

$$R_c = \frac{\text{Amount of element released by an organic acid}}{\text{Amount of element released by HCl}}$$

¹ Department of Environmental Sciences, University of California - Riverside, CA 92521

R_c values (Tab.1) calculated for HNO_3 from the experiment shown in Fig.3 are approximately 1 for both chlorites, indicating mainly proton promoted dissolution, whereas R_c values calculated for organic acids are mostly in excess of unity, ranging from 1.13 to 3.34 for citric acid and 0.88 to 11.33 for oxalic acid. Both chlorites exhibit the highest R_c values for Al in the presence of citric acid and for Fe in the presence of oxalic acid. These findings reveal the effect of ligand promoted dissolution that is most likely due to formation of metal-organic complexes at Al and Fe sites. Assuming that the octahedral and tetrahedral sheets in the chlorite structure were equally attacked by the HCl treatment (Ross 1969), the higher R_c values of Mg, Fe, and Al in the presence of organic acids, compared with Si, could indicate a preferential dissolution of elements in octahedral positions.

Tab.1: Complexation index R_c indicates the effectiveness of inorganic and organic acids on promoting dissolution of Mg-Penninite (Pe_{03}) and Fe-Ripidolite (Ri_{63}) (acid concentration: 10 mM; *Fe-content in %)

	Mg-Penninite (Pe_{03})				Fe-Ripidolite (Ri_{63})			
	Mg	Fe	Al	Si	Mg	Fe	Al	Si
	----- R_c -----				----- R_c -----			
HNO_3	0.97	1.02	1.13	0.99	1.00	1.05	1.00	0.98
Citric acid	1.13	1.29	1.39	1.13	3.06	3.04	3.34	2.72
Oxalic acid	0.97	11.33	2.08	0.88	2.75	2.91	2.85	2.58

The affinity of complex-forming ligands for Fe and Al can also be seen in Fig.3. The dissolution of five chlorites and three particle sizes in the presence of 50 mM oxalic acid increases with increasing Fe- and Al-content, this tendency is less distinctive in the presence of HCl.

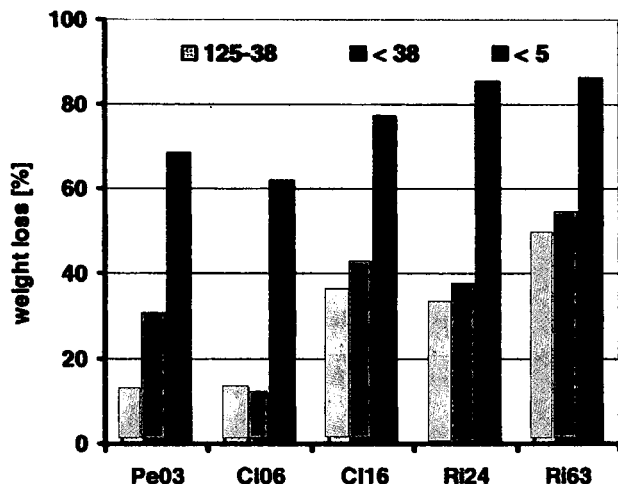


Fig.3: Weight loss of chlorite minerals (Fe-content: 3 % (Pe_{03} to 63 % (Ri_{63}); particle size: 125-38 μm , <38 μm , <5 μm) after 90 days of reaction in 50 mM oxalic acid at 25°C

Besides chemical analysis, x-ray diffraction analyses were conducted to characterize changes in the crystal structure of chlorites. Fig.4 shows x-ray diffraction patterns of the chlorites after the acid treatment. Low-iron chlorites (Mg-Penninite, Mg-Clinochlore) showed no alteration of their crystal structure after 90 days of reaction in 50 mM oxalic acid. Like the initial minerals, only d(00l) diffraction peaks of unaltered chlorites are visible (14.7, 7.1, 4.7, and

3.55 Å). Medium-iron chlorites (Fe-Clinochlore, Mg-Ripidolite) showed an additional peak at 9.01 Å. This talc-like-layer distance could indicate a partial breakdown and removal of the interlayer hydroxide sheet after the acid treatment. A broad 3.44-3.42 Å peak and a peak at 3.14 Å may represent a Si-oxide phase produced during the experiment. The Fe-Ripidolite is completely dissolved during the acid treatment, indicating the low weathering stability of high-iron chlorites, only mica-like impurities are left (10.0 and 3.34 Å).

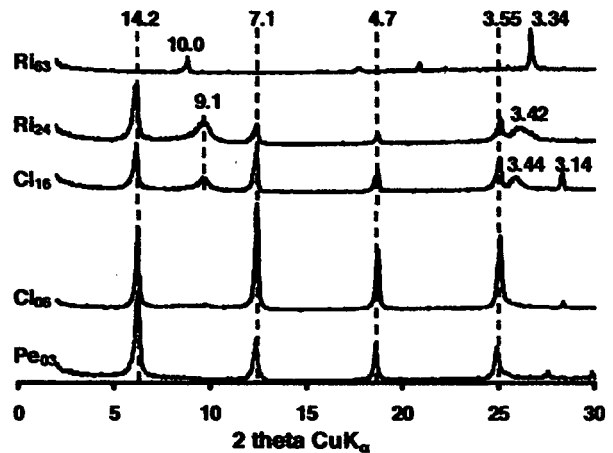


Fig. 4: X-ray diffraction patterns of basally orientated samples for the <5 mm fraction of Mg-Penninite (Pe_{03}), Mg-Clinochlore (Cl_{06}), Fe-Clinochlore (Cl_{16}), Mg-Ripidolite (Ri_{24}), Fe-Ripidolite (Ri_{63}) after 90 days of reaction in 50 mM oxalic acid at 25 °C, saturated with K and heated to 550 °C. Indicated spacings are in Å

CONCLUSIONS

Organic acids increase the weathering of chlorites – especially high-Fe chlorites – more than inorganic acids. The relative strength of ligands to promote chlorite dissolution is related to the strength of the metal-ligand complex formation.

The weathering stability of chlorites in the presence of organic acids decreases with increasing Fe and Al content of the mineral, indicating that Fe and Al sites are preferentially attacked. Since XRD analysis of medium-Fe chlorites showed an additional peak at 9.1 Å, there is evidence of a preferential release of Al and Fe due to a partial breakdown of the interlayer hydroxide sheet.

REFERENCES

Barnhisel, R.I. & Bertsch, P.M. (1989): Chlorites and Hydroxy-Interlayered Vermiculite and Smectite. - In: DIXON, J. B. & WEED, S. B.: Minerals in soil environments. - Soil Sci. Soc. Am. Book Series, Madison, 1,1244 S.
 Brindley, G. W. & Brown, G. (1980): Crystal Structures of Clay Minerals and their X-ray Identification. - Mineralogical Society, London, 495 S.
 Furrer, G. & Stumm, W. (1986): The coordination chemistry of weathering: I. Dissolution kinetics of $\delta-Al_2O_3$ and BeO. - Geochim. Cosmochim. Acta, 50, 1847-1860.
 Manley, E.P. & Evans, L.J. (1986): Dissolution of feldspars by low-weight aliphatic and aromatic acids. - Soil Sci., 141, 106-112.
 Prapaipong, P., Shock, E.L. & Koretsky, C.M. (1999): Metal-organic complexes in geochemical processes: Temperature dependence of the standard thermodynamic properties of aqueous complexes between metal cations and dicarboxylate ligands. - Geochim. Cosmochim. Acta, 63, 2547-2577.
 Ross, G.J. (1969): Acid dissolution of chlorites: Release of magnesium, iron and aluminum and mode of acid attack. - Clays Clay Min., 17, 347-354.
 Ross, G.J. (1975): Experimental alteration of chlorites into vermiculites by chemical oxidation. - Nature, 255, 133-134.
 Welch, S.A. & Ullman W.J. (1996): Feldspar dissolution in acidic and organic solutions: Compositional and pH dependence of dissolution rate. - Geochim. Cosmochim. Acta, 60, 2939-2948.

**Pedotransfer-Funktionen für Schwermetalle in Waldböden
- Methodischer Ansatz und erste Ergebnisse zu WBZI-Standorten in Österreich-**

Heidkamp, A.², J. Utermann¹, H.-E. Gäbler¹ & J. Böttcher²

Einleitung

Zur Abschätzung von Gefährdungspotenzialen, die von Spurenstoffen in Böden ausgehen, gewinnen Pedotransfer-Funktionen (P-F) zunehmend an Bedeutung. Diese Schätz-Funktionen werden verwendet, um komplexe Steuergrößen aus einfach zu ermittelnden Bodenkenngrößen quantitativ abzuleiten. Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, aus experimentell ermittelten Sorptionsisothermen und Bodenkenngrößen mittels statistischer Verfahren erste P-F zum Bindungsverhalten von Spurenstoffen in Waldböden zu ermitteln.

Fragestellungen

- (a) Welchen Einfluss hat die Ionenstärke der Bodenlösung auf Sorptionsisothermen?
- (a) Wie kann die Ionenstärke für Bodenlösungen ermittelt werden?
- (a) Wie kann der am Boden sorbierte Elementanteil erfasst werden?
- (b) Lassen sich substratübergreifende Auswertungen gruppieren? (z.B. Differenzierung nach Horizonten, Pufferbereichen etc.)

(a) Methodische Vorarbeiten

In Batch-Versuchen wird mit einem relativ weiten Boden:Lösungs-Verhältnis gearbeitet, so dass die Lösung unrealistisch stark verdünnt wird und somit nicht den natürlichen Verhältnissen entspricht. Die Zugabe eines Begleitelektrolyts, in diesem Fall $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, soll die Ionenstärke unter Feldbedingung näherungsweise simulieren. Bislang publizierte Arbeiten zu P-F verwenden konstante Begleitelektrolyt-Konzentrationen (vgl. Filius et al. 1998). Wie Abb 1. am Bsp. Cd veranschaulicht, hat die Ionenstärke einen signifikanten Einfluss auf das Bindungsverhalten.

Auf Grundlage des o.g. Ergebnisses wurde ein geeignetes Verfahren entwickelt, mit dessen Hilfe die Ionenstärke der Bodenlösung einer Bodenprobe relativ unkompliziert im Routinebetrieb ermittelt werden kann. Für 55 Proben unterschiedlicher Nutzung wurden 4 Extrakte mit verschiedenen Boden-Lösungs-Verhältnissen, einschl. Bodensättigungsextrakt (BSE), erstellt. In der Lösungsphase wurde die Leitfähigkeit gemessen. Die Werte der Leitfähigkeit lassen sich durch eine log-Funktion beschreiben. Um die arbeitsaufwendige Erstellung eines BSE zu umgehen, kann eine log-Funktion an die Werte der Leitfähigkeit von 3 Extrakten angepasst

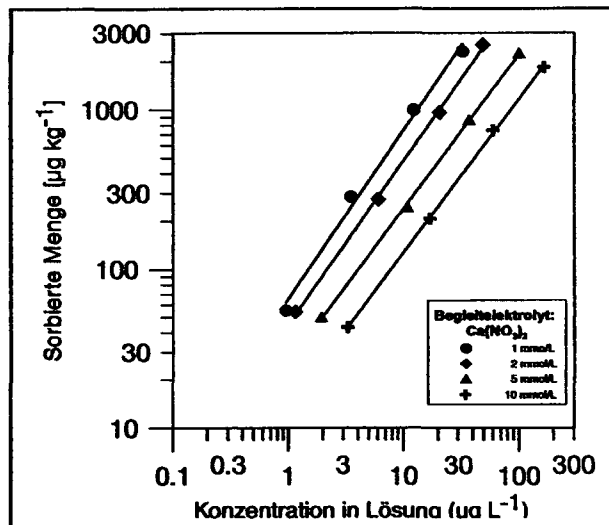


Abb.1: Einfluss der Ionenstärke auf das Bindungsverhalten von Cd in einem B_n-Horizonts aus pleistozänen Sanden

werden. Mittels log-Funktion wird bis zur Leitfähigkeit des BSE extrapoliert. Der Wassergehalt des BSE wird durch eine geringe Bodeneinwaage (40g) ermittelt. Die Ionenstärke des BSE kann aus der Leitfähigkeit über eine empirische Formel (vgl. Wolt 1994) errechnet werden. Eine Extrapolation zum Wert der Leitfähigkeit bei Feldkapazität ist aufgrund der nicht vorhandenen Messdaten zu unsicher. In dieser Studie werden die Sorptionsisothermen auf die Ionenstärke des BSE eingestellt. Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt ist die Ermittlung des sorbierten Elementanteils (S_0). Für geringe Lösungsgehalte ist die Sorptionsisotherme stark von diesem Anteil abhängig. Die Bestimmung des sorbierten Elementanteils wird konventionell mit dem starken Komplexbildner EDTA ermittelt. In dieser Arbeit wird die Extraktion mit EDTA in Anlehnung an Zeien & Brümmer (1989) durchgeführt. Die Dauer der Extraktion wurde von 2 auf 24 Std. verlängert, da sich die Gehalte in dieser Zeitspanne noch signifikant erhöhen. Weitere Methoden den sorbierten Anteil zu bestimmen sind radiometrische bzw. Austauschversuche mit Isotopen (vgl. Gäbler et al. 1999) Ein Vergleich der Methoden - EDTA vs. Isotopenverdünnungsanalyse (IVA) - sollte u.a. die Frage beantworten, ob bei stark versauerten Bodenproben die Komplexbildung des EDTA beeinträchtigt wird. Der Methodenvergleich wurde für 70 Proben von Waldstandorten ($\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$: 3,39 - 7,65 / C_{org} -Gehalt: 0.1 - 11 %) durchgeführt. Die Untersuchung ergab, dass für Elemente, die starke Komplexe mit EDTA bilden, z.B. Cd (vgl. Abb.3) oder Cu, beide Methoden als geeignet erscheinen.

¹Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Stilleweg 1, D-30655 Hannover

² Universität Hannover, IfB, Herrenhäuser Str.2, D-30419 Hannover

E-mail: a.heidkamp@bgr.de

Bei Elementen, deren EDTA Komplexbildung kinetisch gehindert bzw. schwach ist, z.B. Cr, ist die IVA-Methode möglicherweise vorzuziehen.

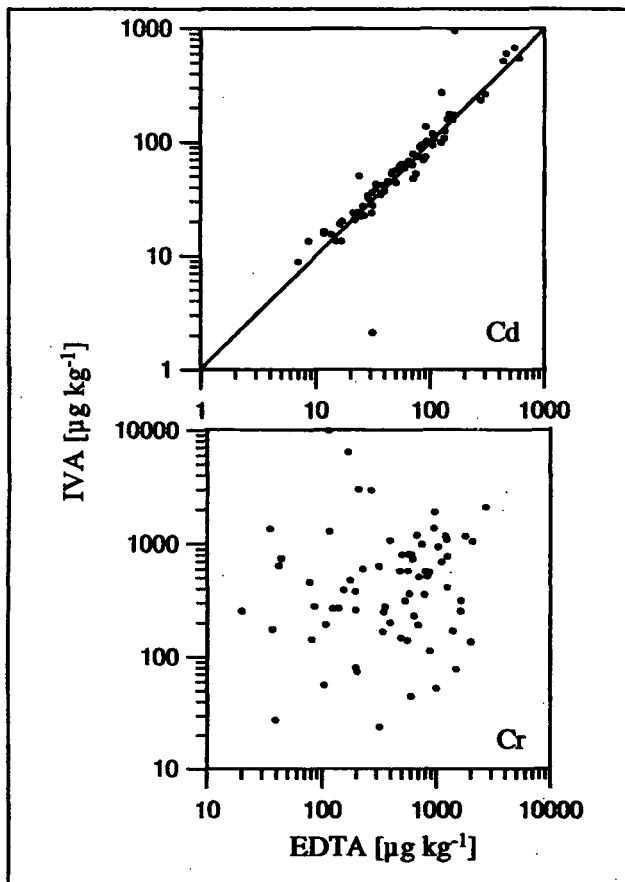


Abb.3: Vergleich der EDTA- und IVA-Methode zur Bestimmung des sorbierten Anteils für die Elemente Cd und Cr

(b) Standortauswahl für Ableitung von P-F

Zur Ableitung erster P-F wurden Standorte der WBZI (Waldbodenzustands-Inventur) in Österreich beprobt. Für die Auswahl der 25 Standorte aus Metamorphen Gestein und 11 aus Kalkgestein (es wurde darauf geachtet, dass die Oberböden versauert sind) wurde das Kriterium festgelegt, dass die Varianz der Bodenkenngrößen der Stichproben die Varianz sämtlicher Standorte des WBZI-Messnetzes des Ausgangsmaterials repräsentieren. Die Auswahl erfolgte mittels Clusteranalyse. Die Proben wurden horizont- bzw. tiefenstufenbezogen in Profilgruben entnommen.

P-F am Beispiel Cd

Es wurden 4-Punkt-Isothermen erstellt. Die Sorptionsdaten wurden an das Freundlich-Modell angepasst (vgl. Abb. 4). Um repräsentative Aussagen zum Bindungsverhalten von Schwermetallen im regionalen Maßstab machen zu können, müsste eine sehr große Stichprobenmenge untersucht werden. Daher wird versucht über Schätz-Funktionen die Konzentration in der Bodenlösung als komplexe bzw. sehr variable Steuergröße aus einfachen zu ermittelnden Bodenkenngrößen abzuleiten.

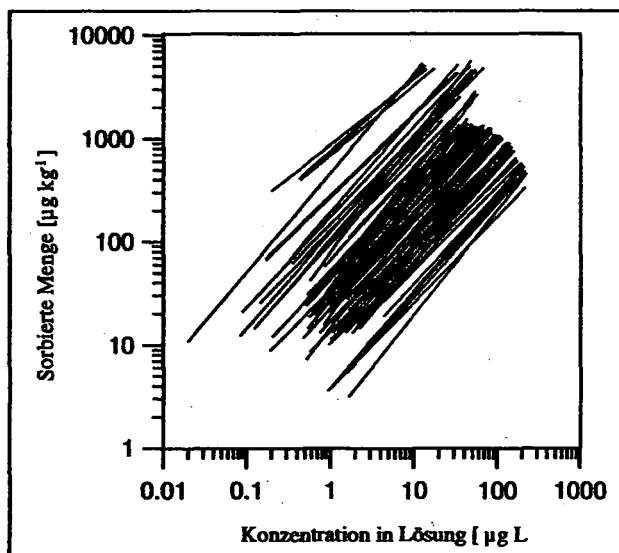


Abb.4: Sorptionsisothermen für Cd zu 25 Standorten aus Metamorphen Gestein

Eine Parametrisierung der Schätz-Funktion wird mittels multipler linearer Regression durchgeführt. Folgende P-F konnte für Cd bei Metamorphen Ausgangsgestein abgeleitet werden:

$$S_{Cd} = 0.0009 * [H^+]^{-0.78} * C_{org}^{0.48} * Fe^{0.31} * Mn^{-0.07} * C^{0.8}$$

Das korrigierte Bestimmtheitsmaß r^2 beträgt 0.77. Es kann verbessert werden, wenn die Schätz-Funktionen, z.B. nach Horizonten, differenziert werden ($r^2 = 0.85 - 0.86$).

Schlussfolgerungen

- Sorptionsisothermen sind näherungsweise auf die Ionenstärke in situ einzustellen
- Der sorbierte Elementgehalt kann für viele Schwermetalle mittels EDTA bestimmt werden
- Die Schwermetallkonzentrationen in der Bodenlösung lassen sich für Cd mittels P-F abschätzen. Die Güte der Schätzung kann verbessert werden, wenn nach Horizonten bzw. Pufferbereichen differenziert wird

Literatur

- Filius et al. (1998):* Cadmium sorption and desorption in limed topsoils as influenced by pH: Isotherms and simulated leaching. *J. Envi. Qual.* 27, 12-18
- Gäbler et al. (1999):* Determination of the interchangeable heavy-metal fraction in soils by isotope dilution mass spectrometry. *Fresenius J. Analytical Chem.* 365, 409-414
- Wolt, J.D. (1994):* Soil Solution Chemistry, Wiley, NY
- Zeien & Brümmer (1989):* Chemische Extraktion zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 59/I, 505-510

Die EDV-gestützte Ausgrenzung potentiell besonders schutzwürdiger Böden im Landkreis Osnabrück auf Basis der digitalen Bodenkarte 1:25.000

- ein bodenkundlicher Fachbeitrag für die regionale Landschaftsplanung -

Gregor von Held¹, Veit Mueller², Hans-Georg Schön³

Fragestellung

Böden sind Bestandteile des Naturhaushaltes und Elemente der Landschaft.

Sie unterliegen damit u.a. den Bestimmungen des Naturschutzrechtes, das ihren Schutz durch die Instrumente der Landschaftsplanung sicherzustellen hat.

Im Bundesland Niedersachsen liegt ein neuer Entwurf der Fachbehörde für Naturschutz zur Aufstellung und Fortschreibung des Landschaftsrahmenplanes vor, der eine deutliche Erweiterung und Präzisierung des Naturschutzbeitrages zum Bodenschutz auf regionaler Ebene vorsieht. Dies betrifft auch die Ausgrenzung der nach naturschutzfachlichen Kriterien besonders schutzwürdigen Böden, der sich der vorliegende Posterbeitrag widmet.

Als schutzwürdige Böden mit besonderen Werten oder Funktionen für den Naturschutz gelten demnach folgende Bodenareale:

- Böden mit besonderen Standorteigenschaften (Extremstandorte)
- naturnahe Böden

- seltene Böden
- Böden mit naturhistorischer oder geowissenschaftlicher Bedeutung
- Böden mit kulturhistorischer Bedeutung
- Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit
- Bereiche hoher Gebietsretention mit Dauervegetation
- nicht entwässerte Nieder-, Übergangs- und Hochmoorböden sowie anmoorige Böden
- Überschwemmungsbereiche mit Dauervegetation
- Gewässerrandstreifen mit Dauervegetation in Ackerbaugebieten

Ziel der Arbeit war es, mithilfe der digitalen Bodenkarte 1:25.000 die oben genannten besonders schutzwürdigen Böden im niedersächsischen Landkreis Osnabrück auszugrenzen.

Weiterhin sollte eine Überprüfung der Auswertungsergebnisse durchgeführt werden.

Material und Methoden

Als Datengrundlage diente ein Auszug aus der digitalen Bodenkarte 1:25.000 des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (NLfB) im ArcView-Exportformat, welcher für den Landkreis Osnabrück aus 32 Kartenblättern besteht und bodenkundliche Punkt- und Flächendaten enthält.

Zur Bestimmung der Schutzwürdigkeit der Böden wurden gängige Methoden der Bodenfunktionsbewertung, die aus einschlägigen Publikationen verschiedener Landesbehörden stammen, zu einem Bewertungskonzept vereint. Ergänzend kamen auch eigene Auswertungsverfahren zur Anwendung.

Tabelle 1 gibt einen Überblick über das entwickelte Konzept zur Ausgrenzung schutzwürdiger Böden. Sie zeigt die naturschutzfachlichen

Aspekte der Schutzwürdigkeit von Böden (Spalte 1), diese operationalisierende Kriterien (i.S. prüfbarer Bodeneigenschaften) (Spalte 3) und die zur Bewertung der Kriterien verwendeten Methoden (Spalte 4) sowie deren Eingangsparameter (Spalte 5). Zum besseren Verständnis sind in Spalte 2 zusätzlich die entsprechenden Funktionen nach dem Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG 1999) genannt.

Zur qualitativen Überprüfung der Auswertungsergebnisse wurden zwei ausgewählte Gebiete (Testräume) von jeweils etwa 25 ha Größe im Landkreis Osnabrück nach den Richtlinien der Bodenkundlichen Kartieranleitung, 4. Auflage (AG Boden 1996) im Maßstab 1:5.000 kartiert und nach der selben Methodik ausgewertet.

Tabelle 1: schutzwürdige Böden und mögliche Kriterien und Methoden zu ihrer Ausgrenzung

Schutzwürdige Böden mit besonderen Werten oder Funktionen	Funktionen nach BBodSchG (Teilfunktionen)	Kriterien	Methoden	Eingangsparameter der Methoden
Böden mit besonderen Standorteigenschaften (Extremstandorte)	Lebensraumfunktion	Ausprägung der Standorteigenschaften	Biotopotential [OEKO] (Müller 1997)	Nährstoffversorgung (KAK), Bodenreaktion (pH-Bereich), Bodenkundliche Feuchtestufe
naturnahe Böden	natürliche Funktionen	Naturnähe	Auswertung zur Naturnähe (geändert nach Umweltbehörde Hamburg 1999)	Nutzungsform, anthropogene Veränderungen des Solums
seltene Böden	Archivfunktionen	Seltenheit	Auswertung zur Seltenheit	Bodensubtyp, geologischer Profiltyp
Böden mit naturhistorischer oder geowissenschaftlicher Bedeutung	Archivfunktion (Archiv der Naturgeschichte)	Seltenheit, Intaktheit	Auswertung zur Seltenheit, Auswertung zur Intaktheit (geändert nach Umweltbehörde Hamburg 1999)	zur Seltenheit s.o., anthropogene Veränderungen des Solums
Böden mit kulturhistorischer Bedeutung	Archivfunktion (Archiv der Kulturgeschichte)	Seltenheit, Intaktheit	Auswertung zur Seltenheit, Auswertung zur Intaktheit	zur Seltenheit s.o., anthropogene Veränderungen des Solums
Böden mit hoher natürlicher Fruchtbarkeit	Nutzungsfunktion (Produktionsfunktion)	natürliche Fruchtbarkeit	Standortbezogenes ackerbauliches Ertragspotential [AEpot] (Müller 1997)	gewichteter Tongehalt, Bodenkundliche Feuchtestufe, effektiver Wurzelraum
Bereiche hoher Gebietsretention von Wasser mit Dauervegetation	Bestandteil des Naturhaushaltes (Wasserkreislauf)	Wasserspeichervermögen, Infiltrationsvermögen, Vegetation	Ausgleichskörper im Wasserkreislauf (Lehle et al. 1995), Auswertung zur Vegetation	Wasserspeichervermögen, Gesamtwasserleitfähigkeit des Profils, Vegetationsform
Bereiche hoher Gebietsretention von Stoffen mit Dauervegetation	Abbau-, Aufbau- und Ausgleichsmedium für stoffliche Einwirkungen	Filter-, Puffer- und Transformatorvermögen	Filter und Puffer für Schadstoffe (Lehle et al. 1995), Auswertung zur Vegetation	Schadstoffklasse, Humusmenge, Tonmenge, pH-Bereich, Vegetationsform
nicht entwässerte Moor- und Anmoorböden	Bestandteil des Naturhaushaltes (Wasserkreislauf)	bodensystematische Einordnung, Naturnähe	Auswertung zu Moor- und Anmoorböden, Auswertung zur Naturnähe	Böden der Klasse H (natürliche Moore nach AG Boden 1996) sowie Anmoorgleye und Moorgleye ohne Entwässerungsmaßnahmen
Überschwemmungsbereiche mit Dauervegetation	Bestandteil des Naturhaushaltes (Wasserkreislauf)	bodensystematische Einordnung, Vegetation	Auswertung zu Auenböden, Auswertung zur Vegetation	Böden der Klasse A (Auenböden nach AG Boden 1996) sowie Auengleye mit Dauervegetation

¹Am Galgenbrink 2 A, D-49152 Bad Essen, G.von.Held@t-online.de;

²Bergmannstraße 5, D-49134 Wallenhorst, mveit@web.de;

³FH Osnabrück, Fb Agrarwissenschaften, Pf. 1940, D-49009 Osnabrück, h.schoen@fh-osnabrueck.de

Ergebnisse

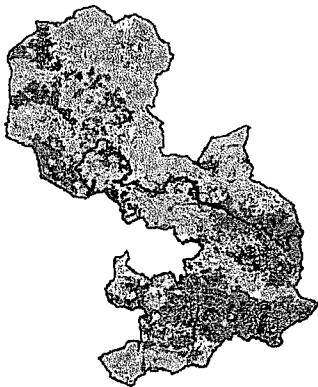
Die Darstellung der mit den Auswertungsverfahren ausgegrenzten schutzwürdigen Böden mit besonderen Werten und Funktionen für den Naturschutz (nach Spalte 1 in Tabelle 1) erfolgte mittels ArcView erstellter Auswertungskarten. Diese können maßstabsunabhängig am Rechner betrachtet werden und sind zur räumlichen Orientierung mit einer

topographischen Karte hinterlegt (im folgenden Beispiel nicht dargestellt). Die Einstufung der Schutzwürdigkeit erfolgt anhand von fünf Wertstufen (WS). Besonders schutzwürdige Böden sind in allen Auswertungskarten rot (WS4 oder WS5) hervorgehoben. Auch die geringeren Grade der Schutzwürdigkeit von Böden sind farblich dargestellt (siehe Tabelle 2).

Tabelle 2: farbliche Darstellung der Wertstufen in Auswertungskarten

Schutzwürdigkeit	Wertstufe	farbliche Darstellung
hoch oder sehr hoch	WS4 oder WS5	rot (dunkelgrau)
mittel	WS3	gelb (hellgrau)
sehr gering oder gering	WS1 oder WS2	grau (mittelgrau)
nicht bewertet	nicht bewertet	weiß

Ergebnisse der Auswertungen am Beispiel der Böden mit besonderen Standorteigenschaften, Methode Biotopentwicklungspotential [OEKO] (alle Karten nicht maßstabsgerecht dargestellt):



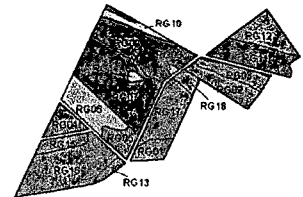
Ergebnis für den Landkreis Osnabrück (i.M. 1:500.000)



Ergebnis für den Testraum im Osnabrücker Berg- und Hügelland (i.M. 1:5.000)



Ausschnitt aus der landkreisweiten Auswertungskarte (i.M. 1:5.000)



Ergebnis für den Testraum in der Geest (oben) und Ausschnitt aus der landkreisweiten Auswertungskarte (unten) (i.M. 1:5.000)

Schlussfolgerungen

Die auf Basis der digitalen Bodenkarte 1:25.000 im Landkreis Osnabrück durchgeführten Auswertungen belegen die grundsätzliche Anwendbarkeit des erstellten Bewertungskonzepts als Grundlage für die Ermittlung von Böden mit besonderer naturschutzfachlicher Schutzwürdigkeit. Der Auswertungs- und Darstellungsmaßstab der Bewertungen wird den Anforderungen aus der regionalen Landschaftsplanung gerecht. Allerdings konnten nicht alle in Tabelle 1 beschriebenen Verfahren flächendeckend umgesetzt werden, da eine eindeutige Einstufung von Naturnähe und Intaktheit der Böden sowie der Vegetation mit den vorhandenen Daten nicht möglich war. Somit liegen keine Auswertungskarten zu den naturnahen Böden und den Böden mit natur- oder kulturhistorischer Bedeutung vor und es konnte das Vorliegen von Dauervegetation nicht berücksichtigt werden. Zur Beseitigung dieser Defizite würde sich das Einbeziehen von aktuellen und historischen Landnutzungs- und Vegetationsdaten in die Auswertungen anbieten, die allerdings in einer digital verwendbaren Form vorliegen müssten.

Durch die in den Testräumen durchgeführten großmaßstäbigen Geländekartierungen und den darauf aufbauenden vergleichenden Bewertungen wurde bei der Überprüfung der landkreisweiten

Auswertungsergebnisse deutlich, dass eine endgültige Bewertung der Schutzwürdigkeit von Böden nicht allein mit den Daten der digitalen Bodenkarte 1:25.000 möglich ist.

Dies zeigten die festgestellten Abweichungen zwischen den Testraumauswertungen und den entsprechenden Ausschnitten aus den landkreisweiten Auswertungskarten sehr deutlich. Aus diesem Grunde wurden die mit der Datengrundlage der digitalen Bodenkarte im Zuge dieser Arbeit ermittelten Bereiche mit voraussichtlich besonderen Werten oder Funktionen von Böden für den Naturschutz als „potentiell“ besonders schutzwürdige Böden bezeichnet. Damit sollen weiterhin bestehenbleibende Bewertungsunsicherheiten im Hinblick auf die real existierenden Bodenverhältnisse zum Ausdruck kommen. Eine abschließende Festlegung der Bereiche besonders schutzwürdiger Böden bedarf der parzellenscharfen zweifelsfreien Bewertung der Böden hinsichtlich aller genannten Kriterien unter Berücksichtigung ihrer aktuellen Ausprägungen. Diesem Anspruch ist nur durch umfangreiche Bodenuntersuchungen gerecht zu werden, die derzeit nur kleinräumig auf lokaler Ebene durchführbar sind. Damit gewinnt die örtliche Planung mit dem Instrument des Landschaftsplanes für die gesicherte Ausgrenzung schutzwürdiger Böden an entscheidender Bedeutung.

Quellen

von Held, G.; Mueller, V.: Die EDV-gestützte Ausgrenzung potentiell besonders schutzwürdiger Böden im Landkreis Osnabrück auf Basis der digitalen Bodenkarte 1:25.000 – ein bodenkundlicher Fachbeitrag für die regionale Landschaftsplanung. Diplomarbeit im Studiengang Bodenwissenschaften an der Fachhochschule Osnabrück. Osnabrück, 2001.

AG Boden: Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover 1996.
Lehle, M.; Bley, J.; Mayer, E.; et al.: Bewertungen von Böden nach ihrer

Leistungsfähigkeit. Leitfaden für Planungen und Gestattungsverfahren. Umweltministerium Baden-Württemberg (Hrsg.) 1995.

Müller, U.: Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenkbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). NIfB (Hrsg.) Hannover 1997.

Umweltbehörde Hamburg (Hrsg.): Bodenschutz - Bewertung von Böden. Hamburg 1999.

Darstellung von Vorranggebieten für die Bodenschutzplanung in Hamburg

Boris Hochfeld & Alexander Gröngroft

Problemstellung

Bei Planungen von Maßnahmen, von denen Auswirkungen auf den Boden zu erwarten sind, ist es vor dem Hintergrund der bodenschutzrechtlichen Regelungen (z.B. BauGB, BNatSchG, BauROG und BBodSchG) notwendig, das Schutzgut Boden im planerischen Abwägungsprozess zu berücksichtigen. Hierzu ist im Rahmen einer Bodenfunktionsbewertung (BFB) der Ist-Zustand des Bodens zu ermitteln, sowie im Zuge einer Prognosebewertung der Umfang des funktionalen Bodenverlustes abzuschätzen. Das in der Freien und Hansestadt Hamburg derzeit verwendete Bodenbewertungsverfahren ist für eine große Maßstabebene konzipiert ($M > 1:10.000$) und daher vergleichsweise aufwändig. Da viele Planungen Flächen betreffen, auf denen es bereits in der Vergangenheit zu großen funktionalen Bodenverlusten gekommen ist (z.B. anthropogen stark überprägte Flächen, Siedlungsflächen), erscheint es geboten, die Anwendung eines hochauflösenden und komplexen Bodenbewertungsverfahrens auf solche Gebiete zu beschränken, in denen schutzwürdige Böden vorkommen können. Diese Flächen werden hier als Vorranggebiete bezeichnet. Ziel dieses von der Umweltbehörde der Stadt Hamburg beauftragten Projektes war es, diese Vorranggebiete zu definieren und ihre Lage für das Bundesland Hamburg, flächendeckend im Maßstab 1:25.000 auf der Grundlage bereits bestehender Daten zu bestimmen.

Definition der Vorranggebiete

Vorranggebiete für die Bodenschutzplanung sind demnach Flächen, auf denen *schutzwürdige* Böden vorkommen können. Die Bestimmung der Schutzwürdigkeit muss hierbei, nach den selben Kriterien erfolgen, wie sie in Hamburg auch auf einer größeren Maßstabebene angewendet werden, also nach dem Verfahren von GRÖNGRÖFT et. al. [1]. Danach ergibt sich die Schutzwürdigkeit aus einer überdurchschnittlich hohen Funktionserfüllung bei den natürlichen Bodenfunktionen sowie der Archivfunktion. Bewertet wurden jedoch nur solche Funktionen, deren Verlust irreversibel ist. Dies sind die Lebensraumfunktion und die Archivfunktion. Alle anderen Funktionen können auch von künstlich wiederhergestellten Böden übernommen werden. Die Schutzwürdigkeit nach

der Archivfunktion ergibt sich aus den Kriterien Naturnähe, Seltenheit sowie Art und Ausprägung des Bodens. Für die Lebensraumfunktion ist das Kriterium "Intensität der anthropogene Überprägung" maßgeblich. Parameter zur Bestimmung der anthropogenen Überprägung sind Nutzung, Substratabfolge, Versiegelung, Verdichtung, Nährstoffhaushalt, Wasserhaushalt und Schadstoffsituation.

Ausgangsdaten

Als Grundlage für die Ermittlung der Vorranggebiete kamen im Rahmen des Projektes ausschließlich bereits vorhandene, digitale Daten in Frage. Für die Berücksichtigung der Archivfunktion konnte jedoch auf ein weiteres Gutachten zurückgegriffen werden, in dem ebenfalls flächendeckend im Maßstab 1:25.000 Gebiete bestimmt wurden in denen schutzwürdige Böden aufgrund der Archivfunktion vorkommen [2]. Die Ermittlung dieser Gebiete wurde auch durch Geländeaufnahmen gestützt.

Für die Einbeziehung der Lebensraumfunktion wurden Daten verwendet, welche Informationen über den Grad der anthropogenen Überprägung der Böden enthalten. Im einzelnen waren dies eine Biotoptypenkarte, Bodendaten aus einem Gutachten zu Parks und Grünflächen, Luftbilder, die DGK 5 sowie die Informationen aus dem Fachinformationssystem (FIS) Altlasten der Umweltbehörde Hamburg.

Vorgehensweise

Anhand der Daten war zu prüfen, ob auf der Fläche Böden vorkommen können, die nach dem Verfahren von GRÖNGRÖFT et al. die Wertstufe III oder besser für die Lebensraumfunktion erhalten. Dies bedeutet, dass die Nutzung die Intensität konventioneller Land- oder Forstwirtschaft nicht übersteigt, oder dass eine nur gering gestörte Substratabfolge (≤ 30 cm) vermutet werden kann. Die Parameter Versiegelung, Verdichtung, Nährstoffsituation, Wasserhaushalt und Schadstoffsituation konnten aus den vorhandenen Daten nicht abgeleitet werden, bzw. ist ihre fachliche Einstufung derzeit in der Diskussion.

Die Vorgehensweise erfolgte in hierarchischer Reihenfolge für alle Flächen:

1. Als Flächengrundlage diente die Karte der Biotoptypen. Die verschiedenen Biotoptypen wurden nach ihrer Beschreibung in die Kategorien "Vorranggebiet", "kein Vorranggebiet" und "unklare Flächen" eingeteilt. Diese erste Einteilung wurde durch die nachfolgenden Schritte geprüft und modifiziert.

¹Institut für Bodenkunde der Universität Hamburg
Allende-Platz 2, 20146 Hamburg
B.Hochfeld@ifb.uni-hamburg.de

2. Flächen für die sich aus vorhandenen Gutachten klare Aussagen zur Überprägung ergaben wurden ggf. neu eingestuft.
3. Flächen mit einer Größe < 1 ha, die als Inseln in Gebieten anderer Kategorie lagen wurden der Umgebung angepasst. Dies geschah, um eine Zersplitterung zu vermeiden, die bei dem verwendeten Maßstab inadäquat wäre. Ebenso wurden lineare Flächen ggf. geändert.
4. Im visuellen Abgleich mit aktuellen Luftbildern wurden Flächen die einen Nutzungswandel erfahren hatten, wie z.B. ehemals als Grünland ausgewiesene Flächen die nun bebaut sind, neu eingestuft. Flächen mit bisher unklarer Zuordnung wurden nach ihrem optischen Eindruck ggf. neu zugeordnet, so z.B. Flächen der Kategorie "Freizeit und Erholung" die sich als extensiver Reiterhof entpuppten.
5. Die bisherigen Vorranggebiete wurden nun mit den Flächen aus dem Gutachten zu den Archivböden abgeglichen und durch diese ergänzt.
6. Im vorletzten Schritt wurden alle Flächen mit der Kategorie "Vorranggebiet" oder "unklar" zu "Nicht-Vorranggebieten", für die im FIS-Altlasten Hinweise auf eine Bodenveränderung vorlagen. Dies sind z.B. Altstandorte, Ablagerungen oder ehemals militärische Standorte.
7. Um im Zweifel "auf der sicheren Seite" zu bleiben wurden zuletzt alle Flächen für die die Zuordnung unklar blieb in die Kategorie "Vorranggebiet" überführt.

Die ursprünglichen Flächen der Biotopkartierung wurden also im Rahmen der Bearbeitung modifiziert und neu eingeteilt, so dass am Ende lediglich die Unterscheidung in "Vorranggebiete" und "Nicht-Vorranggebiete" blieb. Da sämtliche Schritte in einem geographischen Informationssystem durchgeführt wurden, konnten alle Einzelinformationen zu den Flächen erhalten bleiben. Es lässt sich also für jede Fläche der Grund für ihre endgültige Einstufung aus der Attributtabelle ablesen und auch darstellen.

Diskussion

Die Darstellung von Vorranggebieten als "Vorbewertung" im planerischen Abwägungsprozess scheint grundsätzlich geboten um dem Verhältnismäßigkeitsprinzip Rechnung zu tragen. Es ergibt sich jedoch generell die Frage, inwieweit der gewählte Maßstab 1:25.000 dazu geeignet ist, die in der Planung geforderten flächenscharfen Aussagen zu leisten, insbesondere da mit der Entscheidung für oder gegen die Ausweisung einer Fläche als Vorranggebiet im Planungsfall erhebliche Kosten verbunden sein können. Dieser Konflikt zwischen der Flächenschärfe, bzw. der Belastbarkeit der Flächendaten und der gewählten Maßstabebene ergibt sich zum einen aus der zur Verfügung stehenden Datenbasis, zum anderen aus

dem im Rahmen des Projektes nur begrenzt möglichen Aufwand bei der Prüfung der Einteilung. Bei der großen Anzahl von ca. 19.000 Flächen erschien eine weitgehend automatisierte Zuordnung geboten. Da jedoch einige der verwendeten Daten zu einem anderen Zweck als der Bodenbewertung erhoben wurden ergaben sich innerhalb einer Flächeneinheit z.T. große Heterogenitäten. So wurden beispielsweise die Biotoptypen nach vegetationskundlichen Kriterien abgegrenzt, was in botanisch interessanten Bereichen ein sehr kleinteiliges Flächenmosaik (z.B. Gehölztypen), in anderen (z.B. Villenbebauung) sehr große Flächen zur Folge hatte. Beide Einheiten korrelieren nur ungenügend mit dem dortigen Bodeninventar.

Eine flächendeckende Erhebung von Bodeninformationen durch eine Kartierung ist jedoch zu aufwändig und daher nicht kurzfristig zu realisieren.

Nach Ansicht der Autoren erscheint es daher sinnvoll, erst im konkreten Planungsfall eine abgestufte Bewertung vorzunehmen. Hierbei sollten zunächst alle vorhandenen bodenrelevanten Informationen zu der betroffenen Fläche ausgewertet werden, wobei das vorgestellte Gutachten als Grundlage dienen kann. Erst wenn sich bei genauer Betrachtung der Verdacht erhärtet, dass auf der Fläche schutzwürdige Böden vorkommen können, sollte der funktionale Wert der Böden im Rahmen einer detaillierten Bodenfunktionsbewertung ermittelt werden. Diese einzelfallbezogene Vorgehensweise minimiert auch rechtliche Unsicherheiten, wie sie sich aus einer flächendeckenden, pauschalen und verbindlichen Vorbewertung auf evtl. angreifbarer Datenbasis ergeben könnten.

Parallel zu dieser Vorgehensweise scheint die schrittweise Verbesserung der bodenkundlichen Datengrundlage, etwa durch Kartierung unklarer Bereiche, obligat.

Quellen

- [1] GRÖNGRÖFT, A.; HOCHFELD, B.; MIEHLICH, G. [1999]: Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Bericht an die Umweltbehörde der Stadt Hamburg. 91 S.
- [2] WIECHMANN, H. [2000]: Böden als Archiv der Natur- und Kulturgeschichte im Raum Hamburg. Bericht an die Umweltbehörde der Stadt Hamburg.

Bodenschutz bei der Bodensanierung: Qualitätsanforderungen und Qualitätskontrolle beim Auf- und Einbringen von Material in Rieselfeldböden im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen

C. Hoffmann, H. Böken, R. Metz & M. Renger

Nach groben Schätzungen fallen in der Bundesrepublik jährlich mehr als 300 Mio. t (ARNOLD 2001) Bodenmaterial und Bauschutt als Abfall an. Vor der Verwertung von Bodenmaterial muss selbstverständlich immer das Vermeidungsgebot stehen. Sind entsprechende Maßnahmen geprüft, soll der Boden vor einer Verwertung eine Mindestprüfung durchlaufen, welche den Einsatz des Materials für Sanierungsmaßnahmen qualifiziert oder ausschließt. Hierfür stellt die LAGA-Richtlinie (LAGA 1997) eine gute Grundlage dar.

Sandige Substrate können leicht im Bereich des Strassen- und Landschaftsbau wiederverwertet werden. Bindiges Bodenmaterial - z.B. Geschiebemergel - wird dagegen aufgrund seiner ungünstigen bodenphysikalischen Eigenschaften, nur in geringem Umfang wiederverwertet. Aus Sicht des Bodenschutzes ist bei der Verwertung von vorrangiger Bedeutung keine schädlichen Bodenveränderungen zu besorgen.

Im Norden Berlins wird seit einigen Jahren Mergel aus Baumaßnahmen zur Sicherung flachgründig und großflächig, kontaminierter, ehemaliger Rieselfelder genutzt. Einerseits soll dadurch die Schwermetall(SM)-remobilisation auf diesen Flächen minimiert werden, andererseits sollen die Standorteigenschaften für Aufforstungsvorhaben verbessert werden.

Aus Sicht des Bodenschutzes und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG 1998) stellt eine solche Verwendung bei Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen eine sinnvolle, kostengünstige und umweltschonende Nutzung dar. Grundstückseigentümer können ihrer Verpflichtung zur Gefahrenabwehr gem. § 4.2 Bundesbodenschutzgesetz (BBodSchG 1998) nachkommen.

Ein Pilotprojekt wurde 1998 vor Inkrafttreten der Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV 1999) bewilligt. Die Genehmigung umfasste die Möglichkeit Bodenmaterial bis zur LAGA-Klasse Z 1.1 aufzubringen und einzumischen.

Mit Inkrafttreten der BBodSchV tauchten die folgenden Fragenkomplexe auf:

- Verstößt die Maßnahme gegen das Vermischungsverbot der BBodSchV?
- Ist eine Aufbringung von Bodenmaterial der Klasse Z 1.1 auf kontaminierte Standorte zulässig?
- Stellt die Aufbringung des Bodenmaterials eine zusätzliche Besorgnis schädlicher Bodenveränderungen dar?

Weiterhin stellte sich die Frage nach einer effektiven Qualitätskontrolle des Bodenmaterial.

Christian Hoffmann, Manfred Renger: TU-Berlin, FG Bodenkunde, Salzufer 12, 10587 Berlin (christian.hoffmann@tu-berlin.de)

Holger Böken, Reinhart Metz: HU Berlin, FG Ackerbausysteme, Dorfstr. 9, 13051 Berlin (holger.boeken@t-online.de)

Infos unter: www.berliner-rieselfelder.de

Das Vorhaben - Lehmprojekt

Als Folge der Abwasserverrieselung finden sich in den ca. 15-60 cm mächtigen humosen Oberböden der tonarmen, sandigen Rieselfeld-Regosole, eine hohe SM- (Tab. 1) und Organikabelastung (Details: HOFFMANN et al. 1998, HOFFMANN et al. 2000).

Tab. 1: SM-Konzentrationen [mg/kg] im Oberboden (0-10 cm) des Berliner Bereichs des ehemaligen Rieselfeldes Buch (N = 298)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Minimum	0,1	1	3	1	6	13
Maximum	44,3	1.850	876	285	452	3.584
Mittelwert	4,4	210	73	14	74	225
Median	2,0	128	49	9	59	153

Bisher wurden 250.000m³ Mergel (S:69-79%, U:14-18%, T:7-14%; pH:7,3; KAK:140mmol/kg; Karbonat:11%) auf 75ha ausgebracht, dies entspricht einer Schichtdicke von 35cm. (HOFFMANN et al. 2000) Die Flächen wurden bis ca. 80cm Tiefe gefräst.

Es sollten die folgenden Ziele erreicht werden:

- Verbesserung der Wasserspeicherkapazität (nFK) und der KAK
- Verbesserung der SM-Bindungsformen und Reduzierung der SM-Verlagerung in den ersten Grundwasserleiter
- Reduzierung der Grundwasserneubildung durch Etablierung einer Wald dominierten Vegetation.
- Verringerung des ökotoxikologischen Potentials.
- Verringerung der SM-Boden-Pflanze-Transfers

Es wurde versucht ausschließlich Bodenmaterial der LAGA-Klasse Z 0 zu verwenden. Der Mergel wurde von einem Entsorgungsbetrieb ausgebracht. Die Qualität und die Stoffgehalte des Bodenmaterials wurde durch Bodengutachten belegt. Für das Bodenmaterial wurden Verwertungsnachweise gem. KrW/AbfG ausgestellt. Der Verbleib des Bodenmaterials wurde für jeweils ca. 100m² flächenbezogen in einer Datenbank geführt.

Ergebnisse

Die Einmischung des Mergels führte zu einer Steigerung der nFK von 130l/m² auf 200l/m² pro 10dm Profiltiefe. Die Humusgehalte wurden entsprechend des Mischungsverhältnisses verringert. Sie betragen ca. 4%. Mit dem Mergel wurden ca. 830t Kalk/ha ausgebracht. Das führte zu einer Erhöhung des pH-Wertes um etwa 2,5 Stufen auf 7,0-7,5.

Die mobilen SM-Anteile wurden, wahrscheinlich in erster Linie durch den pH-Einfluss, deutlich reduziert. Die Wirkung war bei Zn am ausgeprägtesten. Der mobile Anteil sank von durchschnittlich 35,4% des Gesamtgehaltes, auf 0,5% ab. Bei Cd verringerte sich der mobile Anteil von 21,6%, auf 2,6%. Bei Cu trat nur eine geringe Reduzierung der mobilen Anteile auf (von 0,5% auf 0,2%). Ursächlich kann hier die erhöhte Mobilität von Cu-organischen-Komplexen sein, welche mit steigendem pH-Wert zunimmt. Nach der Einmischung des Mergels lag die Pb-Konzentra-

tion unterhalb der Nachweisgrenze (Details: HOFFMANN et al. 1999 oder www.berliner-rieselfelder.de).

Es wurden vor dem Fräsen Kontrollen durch geführt, um die Qualität des aufgebracht Bodenmaterials nochmals zu überprüfen. Es wurden Mischproben (40EP/1.000m²) aus der Tiefe 0-30cm Tiefe entnommen. Die Überprüfung zeigte, dass in mehr als 95% Bodenmaterial der LAGA-Klasse Z 0 aufgebracht wurde. Die restlichen Proben überschritten den LAGA-Wert der Klasse Z 1.1. nicht.

Schlussfolgerungen

Die bisherigen rechtlichen Grundlagen konkretisieren im § 12 der BBodSchV „die Anforderungen an das Auf- und Einbringen von Materialien auf oder in Böden“ und formulieren damit die im § 6 BBodSchG gegebene Ermächtigung „zum Auf- und Einbringen von Materialien in Böden“ aus. Der § 9 der BBodSchV definiert dafür die stofflichen Anforderungen an die zur Anwendung kommenden Materialien. Diese Regelungen stellen die entscheidende Grundlage dar zu verhindern, dass Böden als Deponie zur Entsorgung von Abfällen und Reststoffen jeglicher Art benutzt werden.

Bei der Sicherung und Sanierung von großflächig mit Schwermetallen belasteten Standorten entstehen jedoch Konflikte in Bezug auf die derzeitige Interpretation des § 12 BBodSchV:

1. Bei der Einhaltung der Vorsorgewerte für Bodenmaterial wird zur Zeit aus der Sicht des Auf- und Einbringens von Bodenmaterial zur Verwertung auf unbelasteten Böden bzw. mit Blick auf kleinflächig oder lokal abgrenzbare Altlastenstandorte argumentiert, dies erscheint bei hochbelasteten, großflächigen Altlasten nicht sinnvoll.

Bei dem Verfahren, des Einmischens von Bodenmaterial greifen die Grundsätze des Vermischungsverbot nicht. Eine reine Überdeckung mit Boden würde jedoch verhindern, dass Schadstoffe, Karbonat und Tonminerale in direkten Kontakt miteinander treten können.

Mit dem Pilotprojekt konnte gezeigt werden, dass die nachhaltige Sicherung nur durch ein Einmischen des Bodenmaterials erreicht wurde, da sich die hochbelasteten Schichten in einer Tiefe von ca. 20-40cm befindet. Ohne Durchmischung wäre niemals der Kontakt zwischen Ton und SM hergestellt worden. Somit hätte die Gefahr der Schadstoffverlagerung weiter bestanden.

Der beschriebene Fall müsste in zukünftigen Regelungen berücksichtigt werden, um eine sinnvolle und kostengünstige Gefahrenabwehr zu ermöglichen. Wichtig ist hierbei die Formulierung fachlicher Anforderungen an das Ein- und Aufbringen von Materialien, um den unteren Bodenschutz- und Abfallverwaltungen Handlungsschemata zur Verfügung zu stellen.

Es erscheint in diesem Zusammenhang auch überdenkenswert, eine Regelung zum Einbringen von flüssigen Bentonitschlamm, von Bohrarbeiten, in den Boden zu erarbeiten. Der Einsatz von flüssigen, mineralischen Abfällen ist bisher in der BBodSchV oder den technischen Regeln der LAGA nicht vorgesehen. Die Nutzung solcher nicht kontaminierter Materialien m Bereich von Sicherungs- und Sanierungsmaßnahmen wäre sinnvoll.

Bindiges Material kann bis zum Zuordnungswert Z 1.1 der LAGA sinnvoll zur Sicherung belasteter Standorte eingesetzt werden. Die Begrenzung der Stoffgehalte für das zur Verwendung stehende Bodenmaterial muss sich nicht nach den Vorsorgewerten der BBodSchV richten, sofern die folgenden Bedingungen erfüllt sind.

- Grundsätzlich ist nur Bodenmaterial zu verwenden, welches in seiner physikalischen Beschaffenheit und seinem Schadstoffgehalt geeignet ist, keine Besorgnis einer schädlichen Bodenveränderung hervorzurufen (HOLZWART et al. 2000).
- Material, das den LAGA-Zuordnungswert Z 1.1 überschreitet sollte keinesfalls eingesetzt werden, um die Gefahr des Eintrages zusätzlicher Schadstoffe möglichst zu vermeiden. Aus dem selben Grund sollte kein Bodenmaterial eingesetzt werden, das ein Schadstoffinventar enthält, das am Einbaustandort nicht vorhanden oder nur in geringeren Konzentrationen vorhanden ist.
- Die Eignung des Bodenmaterials für die Sicherung oder Sanierung ist dadurch zu belegen, dass mindestens eine Bodeneigenschaft (z.B. pH oder KAK) verbessert wird.
- Der Steinanteil sollte grundsätzlich < 5Vol.% liegen, der Anteil an Fremdstoffe, z.B. Bauschutt oder -reststoffe < 1Vol%.

Tab. 1: Einbaukriterien zur Verwendung von Bodenmaterial zur Sicherung von flachgründig, schwermetallbelasteten Standorten

Ton [Gew.%]	Ton Schluff [Gew.%]	Karbonat-Gehalt [Gew.%]		
		< 5 %	≥ 5 %	≥ 10 %
≥ 5 %	≥ 25 %	Nein	Nein	Ja
< 10 %	∅	Nein	Nein	Ja
≥ 10 %	∅	Nein	Ja	Ja
≥ 20 %	∅	Ja	Ja	Ja

Literatur

ARNOLD, H. (2001): Abgrenzungsgrundsätze zur Verwertung von Abfällen auf und in Böden. Bodenschutz 6: 2, 42-47.
 HOFFMANN, C.; B. MARSCHNER u. M. RENGER (1998): Influence of DOM-Quality, DOM-Quantity and Water Regime on the Transport of Selected Heavy Metals. Phys. Chem. Earth 23(2): 205-209.
 HOFFMANN, C.; H. BÖKEN, R. METZ u. M. RENGER (2000): Verwendung von Geschiebemergel-Aushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte. In: Brandenburgisches Symposium zur bodenschutzbezogenen Forschung. Studien- u. Tagungsberichte d. LUA-Brandenburg 24: 45-51.
 HOFFMANN, C.; R. METZ, O. ZEUSCHNER, A. JÄNICKE u. M. RENGER (1999): Verwendung von Bodenaushub zur Sicherung schwermetallbelasteter, großflächiger Altlastenstandorte. Mitt. Dtsch. Bodenkdl. Ges.: 1125-1128.
 LAGA (1997): Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln. Mitt Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) 20: 1-96. 4. erw. Aufl.
 HOLZWART, F.; H. RADTKE, B. HILGER, G. BACHMANN (2000): Bundesbodenschutzgesetz – Handkommentar. 2. Aufl. E. Schmidt V.

Dank

Wir danken der Fa. Fritsche GmbH Berlin für die Unterstützung des Vorhabens. Wir danken dem Landesforstamt Berlin, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und dem Landesforstamt Berlin für die finanzielle und technische Unterstützung der Projekte. Das aktuelle Vorhaben wird vom Land Berlin, der Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, sowie dem Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE) unter der Projektnummer 40208/1-ZÖW/O gefördert.

Nachhaltige Konsumtion und Produktion aus der Sicht der Ernährung vor dem Hintergrund der Wende in der Agrar-, Ernährungs- und Umweltpolitik von Deutschland und der EU (2001) als Beitrag auch für den nachhaltigen Bodenschutz

Klaus Isermann und Renate Isermann¹⁾

Wie bereits 1989 in den osteuropäischen Ländern durch ökonomischen Kollaps ermöglicht, eröffnet nun auch der durch BSE bewirkte soziale Kollaps in Deutschland und der EU die Chancen zur nachhaltigen Entwicklung des gesamten Bereiches „Ernährung“ mit Landwirtschaft: Pflanzen- und Tierernährung, Humanernährung sowie Abwasser- und Abfallwirtschaft. Somit lassen sich dann auch die Nährstoffhaushalte der genutzten und naturnahen Böden insbesondere hinsichtlich der Nährstoffe C, N, P (und S) nachhaltig gestalten: Diese Chance nutzen z.B. in Deutschland das **7-Punkte-Programm des BMU und BML** (03.01.2001), das **Konzept des Bundeskanzleramtes** (23.01.01): „**Vorschläge für eine verbraucherorientierte Neuausrichtung der Agrarpolitik für eine andere Landwirtschaft**“, ferner die **Umwandlung des BML in das BMVEL** (08.01.2001) sowie -entgegen der Bedenken von 42 Agrarökonomen mit ihren Globalisierungsbestrebungen auch hinsichtlich der Agrar- und Ernährungsmärkte- die **Eckpunkte der Agrarwende des BMVEL** zur nachhaltigen Entwicklung des gesamten o.e. Ernährungsbereiches (08.02.2001) sowie **AMK/UMK-Potsdam** (13.06.01). Vom BMVEL und Bundeskanzleramt bereits richtig erkannt, bedarf es hierzu in erster Linie nachhaltiger nationaler und internationaler Rahmenbedingungen dieses o.e. Ernährungsbereiches mit einer entsprechenden nachhaltigen Gesetzgebung und Kontrolle. Diese sollten aber nicht wie bisher vornehmlich (z.B. Düngeverordnung) oder gar ausschließlich (z.B. § 17 Bundesbodenschutzgesetz) durch Verbände der Verursacherbereiche (z.B. der Landwirtschaft, Futtermittel- und Ernährungsindustrie) gestaltet werden, sondern zumindest gleichrangig auch von Verbänden neutraler Institutionen (z.B. der Boden-, Gewässer-, Atmosphären-, Ernährungswissenschaften) und betroffener Institutionen (z.B. der Forstwirtschaft, (Trink-)Wasserwirtschaft) und des Naturschutzes). Dem wurde z.B. mit dem **Rat für Nachhaltige Entwicklung** Rechnung getragen (04.04.01). Insbesondere für die Landwirtschaft bedarf es weitgehend bereits vorliegender qualifizierter und quantitativer Inhalte einer von allen Akteuren und Betroffenen akzeptierten nachhaltigen fachlichen Praxis. Die ursachenorientierten und hinreichenden Lösungsansätze zur nachhaltigen Entwicklung dieses Ernährungsbereiches sind ebenso banal wie die Ursachen seiner bisherigen nichtnachhaltigen Entwicklung. Positive erste Ansätze hierzu sind z.B. die Forderungen des BMVEL und der EU zur Flächenbindung der Tierproduktion (zunächst maximal 2 GV je ha Betriebsfläche, auch wenn nachhaltig nur maximal 1 GV je ha versorgbarer LF tolerierbar sind) im Vergleich z.B. mit der bisherigen Düngeverordnung (1996) mit maximal 2,9 (Gülle) bzw. 3,5 (Stallmist) GV je ha LF, oder des Gesetzes zur Anpassung steuerlicher Vorschriften der Land- und Forstwirtschaft (1998) mit maximal 10 VE je ha (!).

Ausgehend vom schon seit 1995 bestehenden schwedischen Programm „Food 21: Sustainable Food Production“ wird ein von den Autoren eigenes erweitertes Programm vorgeschlagen: „**Food, Feed and Waste 21: Sustainable Feed and Food Consumption and Production**“ mit den 7 Akteuren: Haushalte, Landwirtschaft, Futtermittelindustrie, Nahrungsmittelindustrie, Abwasser- und Abfallwirtschaft, Handel sowie Politik (s. **Abbildung**). Dieses erweiterte Programm wendet sich ab von der bisherigen (Aus-)Nutzung von Konsumtions- und Produktionspotenzialen mit dementsprechend „billigen“ Agrarprodukten und Nahrungsmitteln und wendet sich stattdessen innerhalb des **Mitweltschutzes** dem nachhaltigen, vorsorglichen und gleichrangigen **Verbraucher- und Erzeugerschutz** zu: Ansatzpunkte hierzu ist a priori eine nur noch bedarfsorientierte Konsumtion der einheimischen Bevölkerung an quantitativ und qualitativ optimalen Agrarprodukten und Nahrungsmitteln (**Suffizienz**), deren Preise nunmehr „preiswert“ zugleich ihrer soziale, ökonomische und ökologische Wahrheit beinhalten (**Effizienz**). Ausgestattet mit einem ebenso nachhaltigen Außenhandelsschutz sowohl innerhalb der EU als auch gegenüber Drittländern erfolgt dann die dementsprechende bedarfsorientierte Produktion sowie der diesbezüglich optimierte Import und Export von Agrarprodukten (einschl. Futtermitteln) und Nahrungsmitteln. Somit sind (nicht nur) aus der Sicht der Nährstoffhaushalte auch die (Grund-)Voraussetzungen zum integrierten, allumfassenden **Umweltschutz** und insbesondere zur nachhaltigen Gestaltung der Nährstoffhaushalte genutzter und naturnaher Böden auch nach Maßgabe ihrer Belastbarkeit erfüllt (**Konsistenz**) und gewähren mit einer ebenso nachhaltigen Pflanzenernährung, Tierernährung sowie Humanernährung langfristig auch den **Nachweltschutz**. Auf der Grundlage der Agenda 21 von Rio (1992) ist dieses Programm u.a. ein Szenario gegenüber der bisherigen Ernährungspolitik Deutschlands und der EU u.a. auf der Grundlage der Agenda 2000 („Business as usual“) innerhalb des DFG-SFB-522 „Umwelt und Region“ der Universität Trier (1999-2003) und -unter Einschluß der betreffenden 10 (Ost-)Länder- auch des EU-Projektes „Nutrient Management in the Danube Basin and its Impact on the Black Sea (2001-2005)“.

Literatur:

Food 21: Sustainable Food Production: A) Progress Report, April 2000, 161p. B) Program Plan Phase II Nov. 2000, 47 p., Eds: MAT 21, SLU, 75007 Uppsala, Sweden
Isermann, K. und R. Isermann (2001): Die Ernährungswende: Abwendung von der (Aus-)Nutzung von Konsumtions- und Produktionspotenzialen und Hinwendung zum nachhaltigen, vorsorgenden Verbraucher- und Erzeugerschutz. Kongressband 113. VDLUFA-Kongress, 17.-21.-Sept. 2001, Berlin

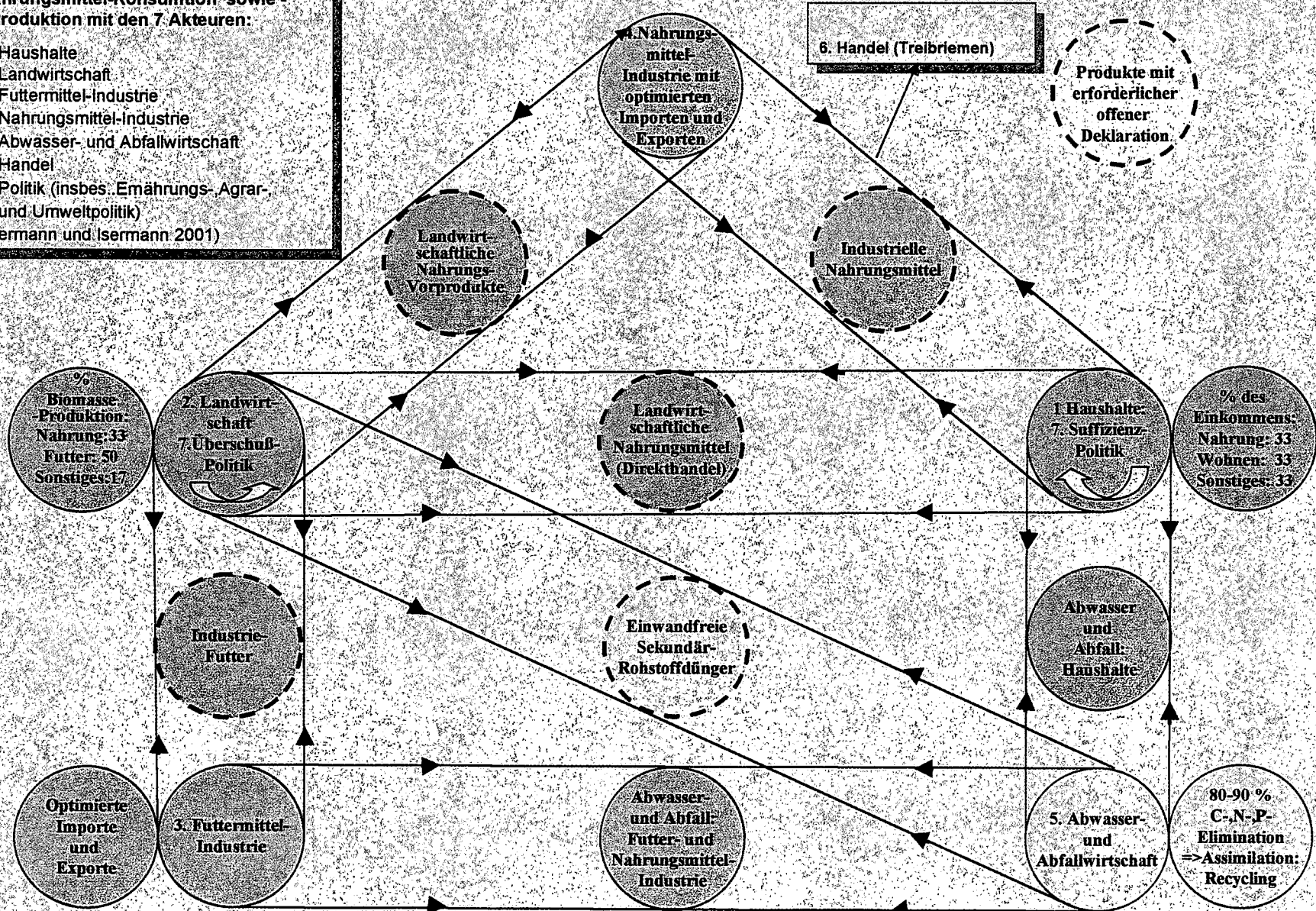
Manuskript DBG 2001 Wien. doc

¹⁾ Büro für Nachhaltige Land(wirt)schaft und Agrikultur (BNLA), Heinrich-von-Kleist-Straße 4, D 67374 Hanhofen; Tel./Fax: 06344/29 83 / 937264 e-mail: isermann.bnla@t-online.de

FEED, FOOD AND WASTE 21:

**Nachhaltige Futtermittel- und
Nahrungsmittel-Konsumtion sowie
-Produktion mit den 7 Akteuren:**

1. Haushalte
 2. Landwirtschaft
 3. Futtermittel-Industrie
 4. Nahrungsmittel-Industrie
 5. Abwasser- und Abfallwirtschaft
 6. Handel
 7. Politik (insbes. Ernährungs-, Agrar-
und Umweltpolitik)
- (Isermann und Isermann 2001)



Zeitliche Änderung von Schwermetall-Akkumulationsraten in Agrarökosysteme

Armin Keller und Rainer Schulin

Einleitung

Die Bilanzierung von Schadstoffen ist eine geeignete Methode um langfristige Schadstoffakkumulationen in Böden frühzeitig zu erkennen bevor diese überhaupt messbar sind, und um Massnahmen zur Vermeidung von Schadstoffeinträgen in Böden umzusetzen. Insbesondere für landwirtschaftliche Böden wurden auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen Einträge und Austräge von Schwermetallen bilanziert (Moolenaar, 1998; Keller, 2000). Dank verschiedener Strategien zur Verminderung der Schwermetalleinträge, wie z.B. der Reduzierung der Schwermetallgehalte im Klärschlamm und Kompost, geringerer atmosphärischer Immissionen, veränderter Nährstoff-Düngungsstrategien oder der eingeschränkten Anwendung von Futtermittelzusätzen in der Tierzucht, konnten die Akkumulationsraten einiger Schwermetalle in landwirtschaftlichen Böden im letzten Jahrzehnt um ein erhebliches gesenkt werden (z.B. LBP, 1997). In dieser Studie wurde die stochastische Bilanzierungsmethode PROTERRA-S (Keller et al. 2001) benutzt, um den Einfluss solcher veränderten Rahmenbedingungen auf die Cd und Zn Bilanzen unterschiedlicher landwirtschaftlicher Betriebstypen zu bestimmen.

Methode und Testgebiet

Für die Bilanzzeiträume 1987-92 und 1992-97 wurden mittlere Cd und Zn Bilanzen für Ackerbau (n=49), und Milchviehbetriebe (n=51) in einer ruralen Region im Nordwesten der Schweiz berechnet. Insgesamt umfasst die Region eine landwirtschaftliche Gesamtfläche von ca. 36 km² mit ca. 200 Betrieben. Das Gebiet erstreckt sich im Süden und Osten über Tafeljura bzw. Faltenjura, in nordwestlicher Richtung bis zu den Ebenen des Oberrheingrabens. Das Bilanzierungsmodell PROTERRA-S sowie wesentliche Inputparameter für die Region sind in Keller et al. (2001) beschrieben, die Berücksichtigung von unsicheren Variablen in den Bilanzen in Keller et al. (2002). Es wurden für beide Bilanzzeiträume die gleiche landwirtschaftliche Nutzung angenommen, um

zeitliche Änderungen bezüglich Anbaukultur und Tierbestand zu eliminieren. Für die Berechnung der Schwermetallbilanzen waren folgende zeitlich differenzierte Messdaten aus regionalen Untersuchungen verfügbar: Schwermetallkonzentration in verschiedenen Hofdüngertypen, Klärschlamm, und Mineraldünger, Atmosphärische Deposition, sowie Schwermetallkonzentrationen in verschiedenen Kulturpflanzen. Zudem wurde der zeitlichen Änderung des Düngungsverhaltens Rechnung getragen, und unterschiedliche Phosphorüberschüsse gemäss Spiess (1999) in der Phosphorbilanz der landwirtschaftlichen Betriebe berücksichtigt.

Ergebnisse

Tabelle 1 fasst die simulierten Cd und Zn Bilanzen für zwei unterschiedliche Landnutzungssysteme und für die betrachteten Zeiträume zusammen. Die Cd Bilanz auf Fruchtfolgeflächen von Ackerbaubetrieben wurde im wesentlichen von der atmosphärischen Deposition und von Einträgen mit Mineraldünger bestimmt. Für die 1. Bilanzperiode wurden etwa 25 % der totalen Cd Einträge über die Ernte oder durch Versickerung wieder dem Oberboden entzogen. Daraus resultierte ein Nettoflux von 4.3 g Cd ha⁻¹ a⁻¹. Diese Akkumulationsrate wurde aufgrund geringerer Einträge über Mineraldünger, Klärschlamm und atmosphärischer Deposition um mehr als die Hälfte reduziert (1.9 g Cd ha⁻¹ a⁻¹). Somit können bereits geringe Änderungen dieser Einträge einen erheblichen Einfluss auf die Cd Akkumulationsrate für Ackerbaubetriebe haben. Die Berücksichtigung der räumlichen Variabilität von Bodenparametern sowie der Unsicherheit von Inputvariablen in dem Modell führte zu einer hohen Variation des geschätzten Nettoeintrags von Cd.

Die Zn Bilanz auf Wiesen und Weiden von Milchviehbetrieben wurde in der Region von Zn Einträgen über Hofdünger bestimmt. Die Zn Einträge mit der atmosphärischen Deposition waren etwa in der gleichen Grössenordnung wie die der Austräge über Erntegut. Für den Zeitraum 1987-92 wurde mit dem Modell ein Nettoeintrag von 1027 g ha⁻¹ a⁻¹ für Zn geschätzt, während für 1992-97 der

Tabelle 1: Modellerte Ein- und Austräge von Cd (Ackerbaubetriebe) und Zn (Milchviehbetriebe) für zwei Bilanzzeiträume (Median und Standardabweichung; in $\text{g ha}^{-1} \text{a}^{-1}$).

	Einträge				Austräge		Netto Flux
	Hof-Dünger	Klärschlamm	Mineraldünger	Atmosph. Deposition	Ernte	Verlagerung	
Cd	(49 Ackerbaubetriebe, Viehdichte < 0.2 DGVE ha^{-1} , Fruchtfolgeflächen)						
1987-92	< 0.1	0.8 ± 0.51	1.7 ± 0.1	4.3 ± 1.3	0.8 ± 0.2	0.7 ± 0.9	4.3 ± 1.5
1992-97	< 0.1	0.3 ± 0.22	0.5 ± 0.1	2.1 ± 0.8	0.6 ± 0.1	0.4 ± 0.9	1.9 ± 1.1
Zn	(51 Milchviehbetriebe, Viehdichte 1-2 DGVE ha^{-1} , Wiesen und Weiden)						
1987-92	1182 ± 272	26 ± 39	3 ± 5	495 ± 233	498 ± 104	139 ± 103	1027 ± 356
1992-97	731 ± 184	< 1	< 1	305 ± 140	409 ± 85	109 ± 103	525 ± 250

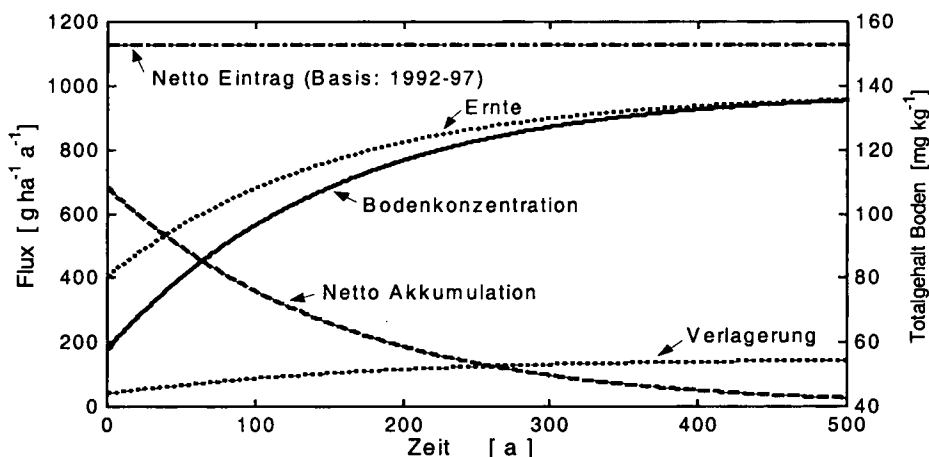


Abbildung 1: Steady State Betrachtung für die Zn Konzentration im Oberboden (Tiefe 10 cm) bei konstantem Zn Eintrag (Wiesen und Weiden, Milchviehbetriebe mit 1-2 DGVE)

Nettoeintrag für dieses Landnutzungssystem auf etwa die Hälfte reduziert wurde. Dieser geringere Nettoeintrag war im wesentlichen auf die reduzierte Anwendung von Mineralsalzen in der Fütterung sowie geringerer atmosphärischen Deposition zurückzuführen.

Zur Beurteilung der Relevanz der berechneten Cd und Zn Nettoeinträge wurde die hypothetische Schwermetallkonzentration im Boden hinsichtlich zukünftigem Steady State Zustand mit einem dynamischen Bilanzansatz abgeschätzt. Bei anhaltend konstanten Zn Einträgen auf Wiesen und Weiden von Milchviehbetrieben in der Region, würden die daraus resultierenden steigenden Zn Konzentrationen im Boden höhere Gehalte in Kulturpflanzen und höhere Versickerungsraten nach sich ziehen (Abbildung 1). Dies würde zu niedrigen Nettoakkumulationsraten führen bis ein Steady-State Zustand erreicht ist, bei dem sämtliche Zn Einträge über das Erntegut und Verlagerung aus dem Oberboden wieder ausgetragen werden. Die mittlere Zn Konzentration im Boden würde zu diesem Zeitpunkt 134 mg kg^{-1} betragen. Diese wäre zwar unterhalb des entsprechenden schweizerischen Vorsorgewertes von 150 mg kg^{-1} , zeigt aber deutlich eine mittel- bis langfristige Erhöhung der Zn Belastung im Oberboden der Milchviehbetriebe auf. Steady-State Betrachtungen für die Cd

Bilanzen der Ackerbaubetriebe zeigten langfristig ebenfalls einen deutlichen Anstieg der Cd Konzentration im Oberboden bis zu 1.1 mg kg^{-1} . Diese hypothetische Gleichgewichtskonzentration würde den schweizerischen Vorsorgewert von 0.8 mg kg^{-1} überschreiten. Um eine langfristige Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit zu gewährleisten, sind folglich für die betrachteten Landnutzungssysteme weitere Massnahmen zur Reduzierung der Schwermetalleinträge angezeigt.

Literatur

Keller, A. 2000. Assessment of Uncertainty in Modelling Heavy Metal Balances of Regional Agroecosystems. Dissertation No. 13944. ETH Zürich.

Keller, A., B. von Steiger, van der Zee S.E.A.T.M., and R. Schulín. 2001. A stochastic empirical model for regional heavy metal balances in agro-ecosystems. *J. Environ. Qual.* 30: Nov/Dec issue (in press).

Keller, A., Abbaspour, K., and R. Schulín. 2002. Assessment of uncertainty and risk in modeling regional heavy-metal accumulation in agricultural soils. *J. Environ. Qual.* 31: Jan/Feb issue (in press).

LBP. 1997. Boden-Dauerbeobachtungsflächen - Bericht nach 10jähriger Laufzeit 1985-1995. Schriftenreihe der LBP 5/97. Bayerische Landesanstalt für Bodenkultur und Pflanzenbau (LBP), München.

Moolenaar SW. 1998. Sustainable Management of Heavy Metals in Agro-ecosystems. PhD thesis. Wageningen Agricultural University. The Netherlands.

Spies, E. 1999. Stickstoff- und Phosphorbilanz der Schweizer Landwirtschaft. *Agrarforschung* 6:261-264.

Bewertung natürlicher Bodenfunktionen

Kraft, M. und M. Außendorf

1 Einleitung

Die Erfassung und Bewertung von Bodenfunktionen ist die Voraussetzung für einen nachhaltigen Schutz dieser Funktionen gemäß Bundesbodenschutzgesetz. Im Rahmen eines Projektes in der Planungsregion Ingolstadt erarbeitet das Bayerische Geologische Landesamt Methoden zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und wendet sie exemplarisch an.

2 Datengrundlagen und Vorgehen

Bewertungsgrundlage sind Konzeptbodenkarten i.M. 1:25.000 (KBK25), sowie Nutzungs- und Klimakarten. Die Legendeneinheiten der KBK25 werden durch die Kennwerte charakteristischer Profile beschrieben. Bei heterogeneren Legendeneinheiten, die mit mehreren typischen Profilen hinterlegt sind, wird jedem Profil ein Flächenanteil zugeordnet, mit dem es die Legendeneinheit beschreibt.

Eine Bewertung von Bodenfunktion wird für jedes Bodenprofil durchgeführt. Für die Bewertung einer Legendeneinheit werden die Bewertungsergebnisse der Profile gegebenenfalls entsprechend dem Flächenanteil gewichtet und verrechnet.

3 Bewertungsverfahren

Die Bodenfunktionen sind im Bundesbodenschutzgesetz sehr allgemein und umfassend beschrieben. Um standardisierte Methoden anwenden und auswerten zu können, wurden daher genau erfassbare Bodenteilfunktionen definiert und bewertet:

Standorttypisierung für natürliche Vegetation

Die Ansiedlung und das Wachstum von Pflanzen werden neben Relief und Klima vor allem vom

Boden durch seinen Wasser- und Nährstoffhaushalt beeinflusst. Die bodenkundliche Typisierung von Standorten kennzeichnet mögliche Extremstandorte und kann damit die Grundlage für naturschutzrelevante Fragestellungen liefern.

Die Standorttypisierung (in Anlehnung an [1]) berücksichtigt die bodensystematische Einheit, Grund- und Hochwassereinfluss, sowie die nutzbare Feldkapazität des effektiven Wurzelraums und die Basenversorgung. Nach der Auswertung der Eingangsgrößen werden durch die Art des Wassereinflusses charakterisierte Standorttypengruppen ausgewiesen, die in sich nach der Intensität der Ausprägung gegliedert sind.

Nitratrückhaltevermögen landwirtschaftlich genutzter Standorte

Um in der Landwirtschaft hohe Erträge zu gewährleisten wird u. a. Nitrat durch Düngung zugeführt. Da Nitrat im Boden nicht adsorptiv gebunden wird, kann der im Wasser gelöste Teil des Nitrats, der nicht von den Pflanzen aufgenommen wird, mit dem Sickerwasserstrom in die Tiefe verlagert werden und das Grundwasser kontaminieren.

Zur Bewertung des Nitratrückhaltevermögens [2] eines Bodens wurden als bestimmende Parameter die Feldkapazität im effektiven Wurzelraum und die Sickerwasserrate herangezogen. Diese beiden Kennwerte erlauben die Bestimmung der Austauschhäufigkeit des Bodenwassers. Je länger das Wasser im Wurzelraum der Pflanzen verbleibt, umso geringer ist die Gefahr einer Auswaschung von Nitrat ins Grundwasser.

Relative Bindungsstärke des Bodens für Schwermetalle

Hauptemittenten für Schwermetalle sind Industrie, Landwirtschaft und Verkehr. Abhängig von den Bodeneigenschaften können Schwer-

Bayerisches Geologisches Landesamt

Hessstr. 128, 80797 München

margit.kraft@gla.bayern.de

michael.aussendorf@gla.bayern.de

metalle im Boden festgelegt werden und somit eine Aufnahme durch Pflanzen, Tiere oder Menschen, sowie eine Verlagerung ins Grundwasser verhindern. In Böden werden Schwermetalle v.a. von Huminstoffen, Tonmineralen und Sesquioxiden gebunden, wobei die verschiedenen Schwermetalle unterschiedliche Affinitäten besitzen.

Zur Beurteilung der Bindungsstärke eines Bodens für ein spezifisches Schwermetall [3] werden pH-Wert, Ton-, Humus- und Skelettingehalt berücksichtigt. Hohe pH-Werte, Ton- und Humusgehalte fördern die Festlegung eines Schwermetalls, wohingegen hohe Skelettingehalte das Bindungsvermögen senken.

Säurepuffervermögen von Waldböden

Der natürliche Versauerungsprozess wird durch die Emission säurebildender Substanzen durch Industrie, Landwirtschaft und Verkehr beschleunigt. Der Eintrag dieser Verbindungen bewirkt ein beschleunigtes Absinken des pH-Wertes im Boden und kann schließlich zur Freisetzung toxischer Stoffe, wie z.B. Aluminium-Ionen führen. Die Pufferfähigkeit eines Bodens bestimmt die Geschwindigkeit des Versauerungsprozesses.

Zur Bewertung des Säurepuffervermögens (in Anlehnung an [4]) wurden die Kalkmenge, die potentielle Kationenaustauschkapazität und die Basensättigung herangezogen. Die Berücksichtigung von Silikatverwitterungsraten ist geplant. Je höher die Summe der puffernden Substanzen ist, umso größer kann die Menge an Säurebildnern sein, die ein Boden ohne eine kritische Veränderung seiner Standorteigenschaften aufnehmen kann. Ackerstandorte werden nicht betrachtet, da sie bei Bedarf gekalkt werden können.

Natürliche Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden

Die Bewirtschaftung von Böden entsprechend ihrer Leistungsfähigkeit spart Ressourcen und schont leistungsschwächere Böden.

Von der Bayerischen Landesanstalt für Boden-

kultur und Pflanzenbau wurde mit der Landwirtschaftlichen Standortkartierung [5] eine Kartierung der landwirtschaftlichen Nutzfläche durchgeführt. Hierbei wurden u.a. die Nutzungseignung eines Standortes erhoben, sowie seine Ertragsleistung abgeschätzt. Aus diesen Parametern kann die natürliche Ertragsfähigkeit von Acker- und Grünlandstandorten direkt abgeleitet werden.

4 Ausblick

An Methoden für die Bewertung weiterer Bodenfunktionen wird gearbeitet. Die Bewertungsverfahren sollen eine einheitliche und damit vergleichbare flächendeckende Beurteilung von natürlichen Bodenfunktionen erlauben. Wichtig ist nun die verbindliche Einbindung dieser Bewertungsmethoden in Planungs- und Zulassungsverfahren und damit die Gewährleistung, dass das Schutzgut Boden in der Planung berücksichtigt wird.

5 Danksagung

Die Ergebnisse wurden im Rahmen des F&E-Vorhabens „Allgemeiner Umweltfond – Geologischer und hydrologischer Infopool Region 10 (Ingolstadt)“ erarbeitet und finanziert durch das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen.

6 Literatur

- [1] HESSISCHES LANDESAMT FÜR BODENFORSCHUNG (HRSG.) (1997): Standorttypisierung für die Biotopentwicklung.
- [2] DIN DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. (1997): DIN 19732 - Bestimmung des standortspezifischen Verlagerungspotenzials von nicht sorbierbaren Stoffen.
- [3] BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE; STAATLICHE GEOLOGISCHE DIENSTE IN DER BRD (HRSG.) (2000): Methodendokumentation Bodenkunde; Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Hannover.
- [4] UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (1995): Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit. Luft, Boden, Abfall 31. Anhang 4.
- [5] BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR BODENKULTUR UND PFLANZENBAU (1997): Der Agrarleitplan. Erläuterungen zur landwirtschaftlichen Standortkartierung.

Erkenntnisgewinnung durch logisch untersetzte Literaturverallgemeinerung und Bildung von Konditionalschlüssen am Beispiel "Methanogenese und Methan in Böden"

H. Kretschmer^{*)}

Abkürzungen: B/b: Bodenkunde/bodenkundlich; E: Erkenntnis/se; K: Konditional/e; M: Methanogenese; oS: organische Substanz; swl: sehr wahrscheinlich; wl: wahrscheinlich.

Vorgehensweise: Literaturergebnisse zum o. a. Thema werden mit Hilfe der logischen Operationen "Analyse"¹⁾ und "Synthese" verallgemeinert (E-stufe 1). Darauf basierend werden K, eine Hypothese sowie Schlußfolgerungen formuliert (E-stufe 2). Der Gesamtprozeß läuft nach einem Algorithmus ab.

K sind Bedingungssätze der Form "wenn ..., dann ..." (Wenn-Teil: Vorderglied, Dann-Teil: Hinterglied). Die Vorderglieder folgen aus der Literaturverallgemeinerung, die Hinterglieder aus den Vordergliedern auf Grund kausal determinierter Dann-Schlüsse. Die Bewertung der Glieder erfolgt separat, die des K insgesamt über nachstehende Regeln. Wegen der Singularität naturwissenschaftlicher Untersuchungen wird hier nicht, wie in der zweiwertigen Logik üblich, mit Wahrheitswerten (Quine, 1995), sondern mit den Wahrscheinlichkeitswerten swl und wl operiert. Regeln für Vorderglieder: Häufige Literaturbestätigung = swl, schwächere Bestätigung oder paßfähiges Einzelergebnis = wl. Hinterglieder wegen kausaler Abhängigkeit von den Vordergliedern nach vorläufiger Erfahrung stets swl. swl- und wl-Vorderglieder führen stets zu swl-K (K 2 und 4). wl-Vorderglieder zeigen Forschungsbedarf bezüglich der verallgemeinerten E an.

Algorithmus "Literaturverallgemeinerung und Ableitung weiterführender Erkenntnisse"

1 Analyse

1.1 Aufgliederung der einzelnen Publikationen in themenrelevante verbale und quantifizierte Sachverhalte einschließlich ausgewiesener Kennwertbeziehungen und Prozeßtrends;

1.2 Zusammenstellung von Übersichten zu Randbedingungen (Standorte; Methoden; Art, Dimension und Streuung von Kennwerten, ggf. Kennwertangleichung);

2. Synthese

2.1 Erarbeitung einer Gliederung, Einordnung der Exzerpte mit Verfasserangabe;

2.2 Verallgemeinerung

- Umwandlung quantifizierter Sachverhalte in verbal dargestellte Kennwertbeziehungen und Prozeßtrends;

- publikationsübergreifender Vergleich dieser Beziehungen/Trends und Zusammenfassung mehrfach bestätigter gleichgerichteter Beziehungen und Trends;

- Abstraktion durch Aussonderung von Randbedingungen und Hervorhebung relevanter Merkmale⁺⁾;

- Resultat: E der Stufe 1 (Literaturverallgemeinerung) als gestraffter Text ohne Autorenangabe;

- Auflistung dem Trend entgegenstehender Befunde;

2.3 Formulierung von K-Vordergliedern aus diesem Text und aus themenrelevanten naturwissenschaftlichen Sachverhalten; Ableitung von kausal möglichen K-Hintergliedern = E-Stufe 2 (Konditionalschlüsse);

2.4 Wahrscheinlichkeitsbewertung von Vorder- und Hintergliedern sowie von K;

2.5 Formulierung einer Hypothese.

Beispiel: Text gemäß Algorithmus 2.2. (Auszug)

Prozeßbedingungen

Der Prozeß der M ist streng anaerob (Pfeiffer, 1998; Segers, 1999). Darüber hinaus gehören Temperatur, Feuchtigkeit und niedermolekulare oS zu den notwendigen Prozeßfaktoren (Mitt. DBG, 1998, Bd. 88, 7 - 46; Lu et al., 2000; Segers, 1999) (1.²⁾).

¹⁾ kursiv unterstrichene Begriffe bei Hörz et al., 1983;

²⁾ Numerierung nachfolgender Konditionale;

^{+) durch diese Verallgemeinerungsschritte verschmelzen die einzeln publizierten Objekte allmählich zu einem idealisierten Objekt/Prozeß.}

^{*)} Inst f. Bodenk. u. Pflanzenernähr., J.-v.-Liebig-Weg 6, D-18051 Rostock; hrkretschmer@web.de

Bodenbedingungen

Nasse Böden emittieren besonders viel Methan. Aber auch in zeitweilig durchlüfteten und sogar in anhydromorphen Böden findet die M statt (Wagner und Pfeiffer, 1998; Wang et al., 1999) (2.).

Eigenschaften des Methans und seine Dynamik in Böden

Methan tritt im Boden weder als Ion noch als Dipol auf (Lehrbücher der Chemie) (3.). Es kann im Solum oxidiert, in der Bodenflüssigkeit gelöst und/oder in die Atmosphäre emittiert werden (s. o. a. Lit.) (4.).

Konditionale (Hinterglieder kursiv)

1. Wenn Anaerobie, Temperatur, Feuchte und niedermolekulare oS die wesentlichen Prozeßfaktoren für die M darstellen (s. o. a. Lit.) (swl), *dann müssen diese Bedingungen in allen Böden/Bodenbereichen mit M realisiert sein* (swl; K swl).

2. Wenn die M verstärkt in nassen, weniger intensiv aber auch in zeitweilig durchlüfteten und sogar in anhydromorphen Böden nachzuweisen ist (Wagner und Pfeiffer, 1998; Wang et al., 1999) (wl), *dann müssen auch die letztgenannten Böden anaerobe (Mikro-)Bereiche aufweisen* (swl), *und dann ist die M ein weit verbreiteter Bodenprozeß* (swl; K swl).

3. Wenn Methan im Boden weder als Ion noch als Dipol auftritt (s. o. a. Lit.) (swl), *dann wird es nicht adsorbiert und ist potentiell verlagerbar* (swl; K swl).

4. Wenn Methan im Solum oxidiert und in der Bodenflüssigkeit gelöst werden kann (wl), *dann*

darf aus seiner Emission in die Atmosphäre nicht auf die Intensität der M im Boden geschlossen werden (swl; K swl).

Das Vorderglied des K 3 entstammt nicht der ausgewerteten M-Literatur. Es ist aber themenrelevant und ermöglicht die Ableitung eines E-fördernden Hintergliedes.

Hypothese: In allen entwickelten Böden findet feuchteabhängig unterschiedlich intensiv der Prozeß der Methanogenese statt. Auf Grund der Methandynamik im Solum ist ihre Intensität schwierig zu erfassen. Soweit Methan innerhalb des Solums nicht oxidiert wird oder sich abseits der Porenwasserströmung befindet, kann es in bodennahe Ökosysteme verlagert werden.

Schlußfolgerungen, Nutzen: 1. Kostengünstige E-Gewinnung aus Literaturdaten; 2. Vergrößerung des Fundus an sehr wahrscheinlichen b E; 3. Gewinnung verbesserter Ansätze für weitere Experimente; 4. Förderung des b Denkens.

Literatur

- Hörz, H. et al. (1983): Philosophie und Naturwissenschaften. - Dietz Verl., Berlin.
- Lu, Y. et al. (2000): Methanogenetic responses to exogenous substrates in anaerobic rice soils. Soil Biol. and Biochem. 32, 1683 - 1690.
- Mitt. DBG (1998), Bd. 88, 7 - 46.
- Quine, W. V. O. (1995): Grundzüge der Logik. - suhrkamp taschenbuch wiss. 65., Suhrkamp Verl., Frankfurt/M., 9. Aufl.
- Segers, R. (1998): Methane production and methane consumption: a review of processes underlying wetland methane fluxes. Biogeochem. 41, 23 - 51.
- Wang, F. L. et al. (1999): Methane uptake by cultivated Canadian prairie and forest soils. Geoderma 88, (1 - 2), 39 - 53.

Einfluss der Bodenbearbeitung auf Bodenleben und Bodenstruktur

St. Krück¹⁾, O. Nitzsche¹⁾, W. Schmidt¹⁾, U. Uhlig²⁾

Einleitung und Zielsetzung

Texturbedingt neigen Lössböden unter ackerbaulicher Nutzung zur Verschlämmung und Verkrustung und weisen dann eine eingeschränkte Infiltrationsfähigkeit auf. Infolge dessen kommt es häufig bei stärkeren Niederschlagsereignissen zu Bodenabträgen. Eine wirkungsvolle Minderung erosiven Bodenabtrags kann durch eine dauerhafte Umstellung auf konservierende Bodenbearbeitungsverfahren erreicht werden, wobei der Oberflächenabfluss und Bodenabtrag deutlich und im Falle des Direktsaatverfahrens fast vollständig verhindert wird (SCHMIDT et al. 2001, ZIMMERLING et al. 2001 [in diesem Heft]).

Der positive Einfluss konservierender Bodenbearbeitung, ist auf den Schutz durch die Mulchschicht zurückzuführen. Außerdem bewahrt konservierende Bodenbearbeitung eine stabilere Bodenstruktur der Oberkrume und eine erhöhte Makroporendichte. Dies sind Bodeneigenschaften, die in starkem Maße durch das Bodenleben beeinflusst werden. Um die Zusammenhänge zwischen Bodenbearbeitungsintensität, der biologischen Aktivität und der Bodenstruktur zu quantifizieren, wurden Untersuchungen auf zwei Versuchsflächen mit vierfach abgestuften Bodenbearbeitungsverfahren im Herbst 2000 durchgeführt (Tab. 1).

Tabelle 1: Standortbeschreibung und Versuchsaufbau der Versuchsstandorte

Versuchsstandort und Eigenschaften ¹	Bearbeitungsvarianten	Geräte (Bearbeitungstiefe [cm])	Bearbeitung seit:	Fruchtfolge (1999 bis 2001)
Lüttewitz Parabraunerde Ut3 - Ut4 Carbonatfrei 643 mm, 8,1°C ²	• Direktsaat	⇒ Direktsaatmaschine	1992 (vorher alles gepflügt)	ZR
	• Konservierend	⇒ Grubber (10)		WW
	• Konservierend-Locker ³	⇒ Grubber (20) mit Tiefenlockerer (40)		WW
	• Konventionell	⇒ Pflug (30)		
Zschortau Parabraunerde-Pseudogley Uls - Lu Carbonatfrei 547 mm, 6,5°C ²	• Direktsaat	⇒ Direktsaatmaschine	1997 (seit 1992 alles konservierend)	ZR
	• Konservierend	⇒ Grubber (10)		WW
	• Konservierend-Locker ³	⇒ Grubber (20) mit Tiefenlockerer (40)		WG
	• Konventionell	⇒ Pflug (30)		

1) nach AG BODEN 1994; 2) Niederschlag und Temperatur im langjährigen Mittel; 3) einmalig in der Fruchtfolge zu Zuckerrüben

Methoden

Der organische Kohlenstoffgehalt (C_{org}) wurde durch trockene Verbrennung nach DIN ISO 10694 ermittelt. Die Analyse der mikrobiellen Biomasse anhand der Substrat-Induzierten-Respiration folgte der Methode von ANDERSON & DOMSCH (1978). Regenwurmbesatz und das Artenspektrum wurden durch eine Kombination der Handsortierung (1/8 m²; 20 cm Tiefe) mit anschließendem Formalin-austrieb (ca. 4 l; ca. 2 %-ige Lösung) erfasst. Grundlage für die Bestimmung der Tiere war der Schlüssel von SIMS & GERARD (1985), die Nomenklatur folgt EASTON (1983). Die Aggregatstabilität wurde nach Murer et al. (1993) im Tauchsiebverfahren bestimmt. Für die Erfassung der Makroporen wurde eine Bohrsonde mit einem Durchmesser von 8,5 cm in 10 cm Tiefenstufen in den Boden getrieben und die Poren an der unteren Bruchkante bonitiert.

Ergebnisse

Die Anteile an organischem Kohlenstoff erreichen, unabhängig vom Bearbeitungsverfahren, bei der Betrachtung

des gesamten Bodenbereichs bis 90 cm, vergleichbare Mengen. Deutliche Unterschiede treten jedoch, entsprechend der Bearbeitungstiefe, in der Verteilung auf.

Nichtwendende Bodenbearbeitungsverfahren und insbesondere die Direktsaat, zeichnen sich durch eine Humusakkumulation an der Bodenoberfläche aus (Abb. 1).

Lediglich die Variante Konservierend am Standort Lüttewitz fiel mit geringen Werten in der Krume auf, wobei eine erhöhte Lagerungsdichte (1,67 gegenüber z.B. 1,51 bei Direktsaat) auf Unregelmäßigkeiten in dieser Bodenbearbeitungsvariante hindeutet (Daten nicht dargestellt).

Eng mit dem Humushaushalt verbunden, zeigte die mikrobielle Biomasse eine dem organischen Kohlenstoff ähnliche Verteilung (Abb. 2). Entsprechend der erheblich schnelleren Reaktion mikrobieller Kennwerte auf Bewirtschaftungsmaßnahmen wies dieser Parameter eine deutlichere Differenzierung auf. An beiden Standorten in allen Varianten mit nichtwendender Bodenbearbeitung waren die Werte an der Bodenoberfläche erhöhte.

Mit der Akkumulation organischer Substanz und mikrobieller Aktivität an der Bodenoberfläche nimmt der Anteil wasserstabiler Aggregate der Krume zu (Tab. 2).

¹ Sfl, Fachbereich Bodenkultur und Pflanzenbau, Gustav-Kühn-Str. 8, 04159 Leipzig.

Email: stefanie.krueck@leipzig.lfl.smul.sachsen.de
2 Hochschule für Technik und Wirtschaft, Dresden.

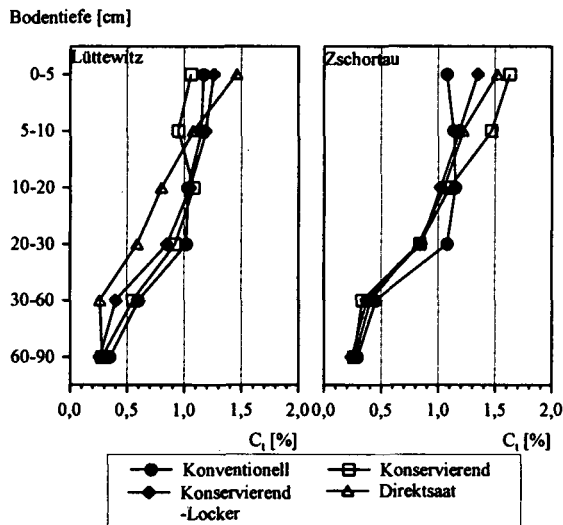


Abbildung 1: Tiefenprofil des organischen Kohlenstoffs in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen

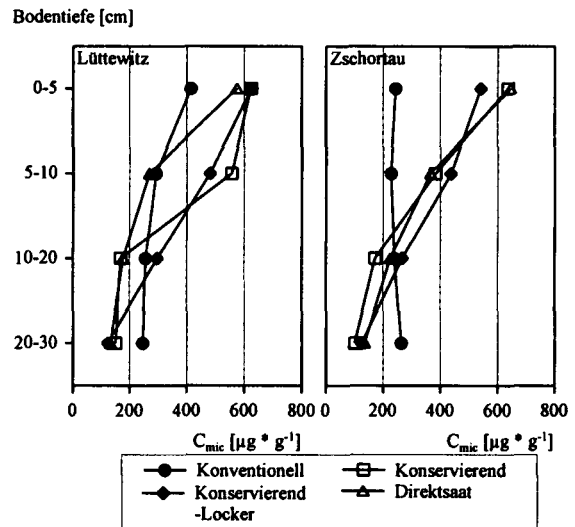


Abbildung 2: Tiefenprofil des mikrobiellen Kohlenstoffs in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen

Bei dauerhaft konservierender Bodenbearbeitung werden Regenwürmer i. d. R. geschont. An den Standorten Lüttewitz und Zschortau konnten die Besatzdichten bei konservierender Bearbeitung und bei verminderter Bodenbearbeitungsintensität erhöht werden. Insbesondere der Anteil

der anektischen Art *Lumbricus terrestris* nahm zu (Tab. 2). Erhöhte Abundanzen anektischer Regenwürmer führt zu einer höheren Anzahl an Makroporen, die bei konservierender Bodenbearbeitung durchweg erhalten bleiben (Tab. 2).

Tabelle 2: Abundanzen der Regenwürmer, Anteil wasserstabiler Aggregate (SAS) (0-10 cm), Anzahl Poren und deren Flächenanteil (10 cm) in verschiedenen Bodenbearbeitungssystemen

Standort	Parameter	Bodenbearbeitungssysteme			
		Konventionell	Konservierend-Locker	Konservierend	Direktsaat
Lüttewitz	Abundanz	124	312	172	358
	<i>L. terrestris</i>	4	36	30	28
	SAS	20	22	23	25
	Poren > 1mm	264	493	1022	775
	Flächenanteil	0,18	0,37	0,91	0,52
Zschortau	Abundanz	64	110	168	256
	<i>L. terrestris</i>	2	8	14	26
	SAS	27	59	66	55
	Poren > 1mm	194	493	775	987
	Flächenanteil	0,21	0,54	0,67	0,89

1) unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Differenzen bei $\alpha = 5\%$ im Kruskal-Wallis und Nemenyi-Test an.

Schlussfolgerung

Durch konservierende Bodenbearbeitungsverfahren tritt eine Stratifizierung der organischen Bodensubstanz und der mikrobiellen Aktivität auf. Die Akkumulation beider an der Bodenoberfläche wirkt sich positiv auf die Stabilität der Aggregate an der Bodenoberfläche aus. Außerdem werden anektische Regenwürmer geschont. Hierdurch finden sich bei konservierender Bodenbearbeitung mehr vertikale Makroporen, die von der Bodenoberfläche bis in den Untergrund reichen. Diese ökologischen Veränderungen im Boden zeigen sich in einer verminderten Verschlämzung der Krume und einer deutlich erhöhten Infiltrationsfähigkeit des Bodens, wie durch Beregnungsversuche verdeutlicht wurde. Der Oberflächenabfluss konnte gegenüber dem gepflügten Boden (60 % Abfluss und 536 g/m² erodierter Boden) deutlich reduziert (30 % Abfluss und 20 g/m² erodierter Boden) und bei Direktsaat nahezu verhin-

dert werden (14 % Abfluss und 2 g/m² erodierter Boden). Somit wird durch langjährig konservierende Bodenbearbeitung den Anforderungen des Bundes-Bodenschutzgesetzes zum Schutz des Bodenlebens und der durch das Edaphon beeinflusste Bodenstruktur entsprochen.

Literatur

- ANDERSON, T.-H. & K.H DOMSCH (1978): Soil Biol. Biochem. 10, 215-221.
 EDWARDS, C.A. & P.J. BOHLEN (1996): Biology and Ecology of Earthworms. Chapman and Hall, London, Third edition 426 S.
 SIMS, R.W. & B.M. GERARD (1985): Earthworms. Keys and Notes for the Identification and Study of the Species. Brill, Backhuys, London.
 EASTON, E.G. (1983): In: Satchell, J.E. (Ed.): Earthworm Ecology - From Darwin to Vermiculture. - Chapman and Hall, London and New York, 475-485.
 MURER, E.J. et al. (1993): Geoderma 56, 539-547.

Verbesserung des Bodenschutzes durch den Einsatz und die Koordination umweltpolitischer Instrumente

Sabine Kunzmann, Luise Giani & Ulrich Meyerholt

1. Problemstellung und Zielsetzung

Dem Boden kommt aufgrund seiner Multifunktionalität (Lebensraum, Nahrungsgrundlage, Puffer-, Filter- und Transformationseigenschaften usw.) sowohl für den Naturhaushalt als auch für den Menschen eine besondere Bedeutung zu. Da es sich um eine nur bedingt erneuerbare Ressource handelt, muß dafür Sorge getragen werden, daß auftretende Beeinträchtigungen in Form stofflicher Belastungen sowie nicht-stofflicher Einwirkungen (Versiegelung, Verdichtung usw.) auf ein vertretbares Maß beschränkt werden.

Als Leitgedanke für die Verbesserung des Bodenschutzes dient die »Nachhaltigkeit«. Dieser Begriff wurde von der Brundtland-Kommission geprägt. Sie versteht darunter eine Entwicklung, welche nicht nur den Bedürfnissen der heutigen Generationen entspricht, sondern auch der Verantwortung für die nachfolgenden Generationen gerecht wird. Daraus gehen für die anthropozentrische Inanspruchnahme der Umwelt bzw. des Bodens folgende Leitlinien hervor:

- Nutzungen dürfen die Regenerationsfähigkeit von Ressourcen bzw. die Substitutionsrate ihrer Funktionen nicht überschreiten;
- Stoffliche Freisetzungen dürfen die Tragfähigkeiten der Umweltmedien nicht ausschöpfen;
- Gefahren und Risiken für die Umwelt und den Menschen müssen vermieden werden [WCED, 1987].

Für den Bodenschutz ergeben sich folgende **Leitfragen**:

- Wie läßt sich der Einsatz bodenbeeinträchtigender Substanzen verringern?
- Wie können bodenfreundliche Bewirtschaftungsverfahren gestärkt werden?
- Wie läßt es sich realisieren, daß Böden verstärkt gemäß ihrer Potentiale und Empfindlichkeiten genutzt werden?
- Wie kann der Bodenverbrauch eingedämmt werden?
- Wie kann die Regeneration/Sanierung von Böden gefördert werden?

Ziel ist es daher, geeignete Instrumente zu finden und aufeinander abzustimmen, welche im Sinne der Nachhaltigkeit einen effizienten Bodenschutz gewährleisten.

2. Ursachen der Bodenbeeinträchtigung

Für die adäquate Entwicklung von Strategien zum Schutz des Bodens und somit für die Wahl geeigneter umweltpolitischer Instrumente stellt die Kenntnis über die Ursachen der Bodenzerstörung bzw. -belastung eine zentrale Voraussetzung dar. Grundsätzlich werden für die Umweltbelastung neben entwicklungsbedingten (z. B. Wachstum der Bevölkerung sowie Wirtschaftswachstum) insbesondere sozioökonomische Gründe angeführt [vgl. Lutz Wicke, 1993].

Die sozioökonomische Problematik resultiert aus dem Umstand, daß viele Naturgüter (z. B. Luft zum Atmen) **öffentliche Güter** sind, d. h. sie sind für jedermann kostenlos nutzbar. Die Folge der unentgeltlichen Inanspruchnahme ist häufig ein verschwenderischer Umgang oder eine Übernutzung [vgl. Stefan Schaltegger (Hrsg.), 2000].

Eine Allokationswirkung ist bei öffentlichen Gütern im Gegensatz zu privaten nicht gegeben. Es kommt zum **Marktversagen**. In der neoklassischen Wirtschaftstheorie wird dieses als **suboptimal** bezeichnet, da der Nutzen aller Beteiligten gesteigert werden könnte. Entsprechendes gilt für **externe Effekte**, welche positiver oder negativer Natur sein können. Die durch wirtschaftliche Aktivitäten ausgelösten Externalitäten sind hinsichtlich der natürlichen Umwelt überwiegend negativ. Verursacher dieser Effekte bekommen keine finanziellen Nachteile zu spüren; sie nutzen die betroffenen Umweltmedien kostenfrei. Gewinn- bzw. Nutzungseinbußen betreffen Dritte, welche i. d. Regel keinen Anspruch auf Entschädigung geltend machen können [vgl. Stefan Schaltegger (Hrsg.), 2000].

Im Gegensatz zu anderen Umweltgütern ist der Boden einerseits privatisiert, andererseits besitzt er Funktionen mit Allgemeingutcharakter. Hierdurch erfüllt er Eigenschaften sowohl privater als auch öffentlicher Güter. Nur ausgewählte Aspekte des Bodens wie z. B. Eignung als landwirtschaftliche Fläche oder Bauland fließen in die Preisbildung ein. Aus einer Beeinträchtigung der Bodenfunktionen (wie z. B. Filterfunktion) können externe Effekte mit erheblichen Auswirkungen für die Allgemeinheit re-

sultieren. Für die Funktionen mit Allgemeingutcharakter sollten Schutzmechanismen gefunden werden, welche juristisch gesehen mit den vergebenen Eigentumsrechten in Einklang stehen.

3. Beschreibung ausgewählter umweltpolitischer Instrumente

Die Umweltpolitik verfügt über drei zentrale Instrumentengruppen: Umweltökonomie, -recht und -bildung. Den Instrumenten ist gemein, daß sie der Umsetzung umweltpolitischer Ziele dienen.

Unabhängig von der Rechtskonformität sollen im folgenden die Einsatzmöglichkeiten umweltpolitischer Instrumente im Hinblick auf die ökologische Effizienz, die ökonomische Effizienz und die Flexibilität sowie Praktikabilität dargestellt werden.

Ökologische Effizienz setzt voraus, daß angestrebte ökologische Ziele verwirklicht werden. Bei einem vorgegebenen Ziel - wie z. B. Nachhaltigkeit - bedeutet ökonomische Effizienz, daß dieses mit einem möglichst geringen volkswirtschaftlichen Aufwand realisiert wird [vgl. Lutz Wicke, 1993]. Werden die ökonomischen Belange nicht ausreichend berücksichtigt, besteht das Risiko einer geringen Akzeptanz der gewählten Maßnahmen. Die konsequente Umsetzung der ökologischen Ziele wäre somit gefährdet. Zudem sollte bei der Wahl umweltpolitischer Instrumente darauf geachtet werden, daß sie handhabbar und flexibel sind. Dies setzt die Verfügbarkeit benötigter Informationen voraus. Eine hohe Transparenz hinsichtlich des Instrumenteneinsatzes und der Kontrollsysteme ist erforderlich. Eine Anpassung der Instrumente an sich ergebende Veränderungen sollte leicht realisierbar sein, um ein hohes Maß an Flexibilität zu gewährleisten [vgl. Hermann Bartmann, 1996].

Für den (potentiellen) Verursacher von Beeinträchtigungen muß es attraktiv sein, Bodenschutz zu betreiben. Andernfalls sind dem Verursacherprinzip dienende Instrumente in ihrer ökologischen Effizienz gefährdet. Neben moralischen Aspekten ergibt sich die Attraktivität zum einen aus der Vermeidung von z. B. Strafen oder Bußgeldern und zum anderen aus wirtschaftlichen Vorteilen.

Bei den ausgewählten umweltpolitischen Instrumenten handelt es sich um ordnungspolitische Instrumente, Planung, ökonomische Instrumente und Umweltbildung.

Zentrale Bedeutung besitzen Umweltauflagen in Form von Ge- und Verboten, welche den **ordnungspolitischen Instrumenten** zuzuordnen sind. Auf diese Weise soll das menschliche Verhalten direkt beeinflußt werden.

Planung wird unterteilt in Gesamtplanungen (z. B. Raumordnung), umweltbedeutsame Fachplanungen (z. B. Verkehrsplanung) sowie die Umweltverträglichkeitsprüfung. Aufgabe der Planung ist es, den Status-quo zu erfassen, künftige Entwicklungen abzuschätzen sowie Ziel- und Interessenkonflikte zu gestalten [vgl. Werner Hoppe, Martin Beckmann & Petra Kauch, 2000].

Durch **ökonomische Instrumente** kann das Verhalten nur indirekt gesteuert werden. Sie zielen darauf ab, durch Nutzungsvorteile und Gestattungen oder durch finanzielle Anreize die gewünschte Verhaltenslenkung herbeizuführen. Im Mittelpunkt der folgenden Betrachtung stehen Umweltabgaben und Zertifikate.

Umweltabgaben sind dadurch gekennzeichnet, daß sie einen umweltspezifischen Zweck erfüllen. Ziel ist eine Lenkungsabsicht und/oder die Finanzierung umweltschützender Maßnahmen [vgl. Hermann Bartmann, 1996; Werner Hoppe, Martin Beckmann & Petra Kauch, 2000]. Die schadhafte Nutzung der Umwelt erfolgt für den Nutznießer nicht kostenfrei, sondern muß als Aufwand in seine wirtschaftlichen Überlegungen einbezogen werden. Dennoch besteht für den Verursacher prinzipiell die Möglichkeit, Beeinträchtigungen ungehindert vorzunehmen.

Zertifikate werden vom Staat verteilt und implizieren das Recht auf Umweltbelastungen. Pro Zertifikat ist beispielsweise eine bestimmte Menge an Verunreinigungen pro Zeiteinheit erlaubt. Die vom Staat festgelegte maximal zulässige Gesamtbelastung spiegelt sich in der ausgebenen Zertifikatmenge wider. Die Zertifikate können frei gehandelt werden. Aus Angebot und Nachfrage ergibt sich daher der finanzielle Wert derartiger Lizenzen. Dementsprechend regelt der Marktmechanismus die optimale Allokation der zur Verfügung stehenden Zertifikate.

Verhaltensweisen, welche der umweltpolitischen Zielsetzung dienlich sind, können durch Subventionen gefördert werden. Weiterhin kann über Instrumente wie z. B. Ökoaudit, Umweltengel, Selbstverpflichtungen und vergleichbare werbewirksame Mechanismen erreicht werden, daß Umweltbelange in die wirtschaftlichen Überlegungen der Unternehmer einfließen. Auf diese Weise können Wettbewerbsvorteile durch den Marktaspekt der umweltfreundlicheren Produktionsweise erzielt werden.

Voraussetzung für eine derartige Wirkung ist ein ausgeprägtes Umweltbewußtsein der Konsumenten.

Ein weiteres Instrument zur Umsetzung umweltpolitischer Ziele ist die **Umweltbildung**, welche das Umweltbewußtsein nachhaltig fördern soll. Hierbei handelt es sich um ein langsam wirkendes Instrument zur Veränderung von Verhaltensmustern.

In der unten aufgeführten Tabelle werden die wesentlichen Charakteristika von Ge- und Verboten, der Planung, Umweltabgaben und Zertifikaten dargestellt [vgl. Hermann Bartmann, 1996; Werner Hoppe, Martin Beckmann & Petra Kauch, 2000; Lutz Wicke, 1993].

4. Ausgewählte Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Um die Eignung der beschriebenen umweltpolitischen Instrumente für die Verbesserung des Bodenschutzes zu überprüfen, müssen die vielfältigen Belastungsarten und Eigenheiten dieses Schutzgutes einbezogen werden.

Es ist zu berücksichtigen, daß Böden in ihren Eigenschaften variieren. Eine pauschale Festlegung von Belastungsgrenzen ist daher nicht sinnvoll, sondern sollte sich an den individuellen Gegebenheiten des Bodens orientieren. Zusätzliche Schwierigkeiten ergeben sich bei der Ermittlung bzw. Einschätzung von Wechselwirkungen und Synergieeffekten. Dieses führt zu einer eingeschränkten Praktikabilität nahezu aller Instrumente.

Generell besteht die Möglichkeit, über **Auflagen** den Bodenverbrauch sowie stoffliche und physikalische Beeinträchtigungen zu reglementieren. Zudem kann dieses Instrument im Rahmen der Sanierung und Regeneration eingesetzt werden. Aufgrund der unten beschriebenen spezifischen Charakteristika sind Auflagen m. E. allein nicht geeignet, den speziellen Anforderungen des Bodenschutzes gerecht zu werden. Wegen ihrer schnellen Wirksamkeit und direkten Verhaltenssteuerung sind sie ein sinnvolles Instrument zur Gefahrenabwehr. Der Erfolg von Ge- und Verboten wird in hohem Maße von der Kontrollierbarkeit geprägt.

Die derzeit bestehenden bodenrelevanten Gesetze und Rechtsverordnungen sind m. E. nicht ausreichend, um der Nachhaltigkeit auch im Sinne künftiger Generationen zu entsprechen. Sie weisen erhebliche Defizite auf:

- stark eingeschränkter Anwendungsbereich des BBodSchG,
- geringe Durchsetzungskraft insbesondere vorsorgender Regelungen (z. B. § 17 BBodSchG, § 1a BauGB),
- nicht-stofflichen Beeinträchtigungen wird nur unzulänglich durch adäquate Regelungen begegnet usw..

Neben einer Effizienzsteigerung der bestehenden Regelungen, ist es m. E. sinnvoll, **innovative Instrumente** des Bodenschutzes in die Praxis zu integrieren.

Präventive Maßnahmen sind erforderlich, um Böden vor weiteren Belastungen und Zerstörungen zu bewahren. Die räumliche **Planung** stellt in diesem Zusammenhang ein elementares Instrument dar, indem sie die

Flächennutzung steuert. Bei der Nutzungszuweisung erscheint es m. E. unabdingbar, die Empfindlichkeiten und Leistungsfähigkeiten der Böden zu berücksichtigen. Vor allem der vorbereitenden Bauleitplanung kommt ein hoher Stellenwert zu, da auf dieser Ebene der Rahmen für die kommunale Entwicklung festgelegt wird und die Flächenscharfe der Planung im Vergleich zu den überörtlichen Planungsebenen höher einzustufen ist. Aufgrund dessen eignet sich die Flächennutzungsplanung besonders für die Umsetzung eines effektiven Bodenschutzes.

Der Einsatz von **Abgaben und Zertifikaten** erscheint insbesondere für die Beschränkung von Emissionen zweckmäßig. Da diese diffus wirken, ist es denkbar, diese Instrumente für Direktemittenten, z. B. die Landwirtschaft, einzusetzen.

Zu berücksichtigen ist, daß Zertifikate keine qualitativen Aspekte einbeziehen. Es handelt sich um eine Mengenlösung. Daher sind sie nicht geeignet, auf die Besonderheiten der Böden Rücksicht zu nehmen. Ökologisch bedenklich ist zudem, daß die mit Zertifikaten verbundene Erlaubnis, Umweltbeeinträchtigungen vornehmen zu dürfen, sowohl räumlich als auch zeitlich geballt in Anspruch genommen werden könnte.

Eine Regulierung des Bodenverbrauchs über Abgaben ist denkbar.

M. E. ist der Einsatz **verursacherbezogener umweltpolitischer Instrumente** tendenziell anzustreben. Auf diese Weise wird die Internalisierung externer Effekte ermöglicht. Daher scheint ein Instrumenten-Mix, welcher auf diesem Prinzip basiert, besonders geeignet, Schutzbestrebungen zu verbessern.

Aufgabe der **Umweltbildung** ist es, einen bewußteren Umgang mit der Natur zu fördern. Dies sollte sich im individuellen Konsumverhalten widerspiegeln. Es geht um die Veranschaulichung der Ursache-Wirkungs-Beziehungen des eigenen Handelns. U. a. sollte in der Bevölkerung das Bewußtsein für den Boden als bedeutsames Ökosystem geschärft werden. Der Bezug zur Natur bestimmt in hohem Maße die Bereitschaft, verantwortungsvoll und nachhaltig zu agieren. Dies erscheint insbesondere in den Bereichen bedeutsam, wo sich das individuelle Verhalten weitgehend einer Kontrolle entzieht. M. E. ist es Aufgabe der Umweltbildung, einer zunehmenden Entfremdung von der Natur entgegenzuwirken. Kommt es zu keiner nachhaltigen Verankerung im Wertesystem unserer Gesellschaft, so ist die Qualität der ökologischen Ziele insgesamt gefährdet.

Zu beachten ist, daß Detailfragen, z. B. inwieweit die mit einzelnen umweltpolitischen Instrumenten verbundenen Beschränkungen und Eingriffe mit dem Grundgesetz zu vereinbaren sind, in diesem Beitrag keine Berücksichtigung finden konnten.

Quellennachweis

Hermann **Bartmann**, Umweltökonomie – ökologische Ökonomie, Stuttgart u. a. 1996.
 Werner **Hoppe**, Martin Beckmann & Petra Kauch, Umweltrecht, München 2000.
 Stefan **Schaltegger** (Hrsg.), Wirtschaftswissenschaften, Berlin u. a. 2000.
 Lutz **Wicke**, Umweltökonomie - Eine praxisorientierte Einführung, München 1993.
 WCED, Volker Hauff (Hrsg.), Unsere gemeinsame Zukunft – Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung, Greven 1987.

Charakteristika ausgewählter Instrumente			
Ge- und Verbote	Planung	Umweltabgaben	Zertifikate
<ul style="list-style-type: none"> • genaue Verhaltensvorgaben, verbunden mit effizienten Kontroll- und Sanktionsmechanismen, führen zu einer hohen Reaktionssicherheit; • Verursacherprinzip; • hohe Praktikabilität, wenn die Vorgaben nicht überreguliert sind; • dies wirkt sich positiv auf die Kontrollierbarkeit aus; • der Kontrollaufwand hingegen ist sehr stark an die Inhalte der Vorschriften gebunden. Eine pauschale Einschätzung ist folglich nicht möglich; • volkswirtschaftlich häufig wenig effizient; • überwiegend fehlende Marktconformität; • keine Anreize, über die durch Auflagen definierten Anforderungen hinauszugehen; • ökologische Effizienz ist daher stark an die Qualität der rechtlichen Vorgaben gebunden; • Verabschiedung und Novellierung von rechtlichen Bestimmungen ist häufig sehr langwierig, Flexibilität ist daher nicht gewährleistet; • diesbezüglich können Reaktionszeiten sehr lang sein; • schnelle Wirksamkeit (ab Inkrafttreten der rechtlichen Regelungen). 	<ul style="list-style-type: none"> • beinhaltet Elemente der direkten und indirekten Verhaltenssteuerung; • mehrstufiger Prozeß der Entscheidungsfindung (weitgehend dezentral); • planerische Gestaltungsfreiheit und Abwägungsgebot bei der Entscheidungsfindung; • Berücksichtigung regionaler Besonderheiten (z. B. des Bodens) ist möglich; • eingeschränkte Praktikabilität durch einen relativ hohen bürokratischen Aufwand; • relativ geringe Flexibilität vor dem Hintergrund aufwendiger Planungen; • fehlende Marktconformität; • Handlungsinstrument mit Vorsorgecharakter; • ökologische Effizienz ist u. a. abhängig von dem Fachwissen und/oder der Bereitschaft auf der jeweiligen Planungsebene, ökologische Ziele adäquat einzubeziehen sowie der rechtlichen Verbindlichkeit des Plans; • ökonomisch effizient für das jeweilige Subsystem (z. B. Region) mit dem Nachteil, u. U. keine optimale Lösung für das übergeordnete System (z. B. Land) verwirklichen zu können. 	<ul style="list-style-type: none"> • volkswirtschaftlich effizient und marktconform; • anders als bei Auflagen besteht für den Verursacher prinzipiell ein kontinuierlicher Anreiz, Umweltverbesserungen vorzunehmen; damit geht grundsätzlich ein Interesse an der Entwicklung umweltfreundlicher Technologien einher; • die ökologische Effizienz ist an die Höhe der Abgabe gebunden; zu niedrige Abgaben können dazu führen, daß die Zahlung für den Verursacher kostengünstiger ist als die Durchführung entsprechender umweltverbessernder Maßnahmen; Reaktionssicherheit ist folglich nicht gegeben; • keine schnelle Wirksamkeit; • Unsicherheiten bei der Festlegung der optimalen Abgabenhöhe; • relativ hoher bürokratischer Aufwand; dies führt zu einer eingeschränkten Praktikabilität und Anpassungsfähigkeit; • regionale oder nationale Abgaben können die Wettbewerbsfähigkeit von Unternehmen beeinträchtigen; • Bestimmbarkeit des Verursachers aufgrund vielfältiger Umweltbelastungen nicht immer gewährleistet. 	<ul style="list-style-type: none"> • Verursacherprinzip greift; • volkswirtschaftlich effizient, da umweltverbessernde Maßnahmen dort ergriffen werden, wo der Kostenumfang am geringsten ist; • grundsätzlich marktconform; • in Analogie zu Abgaben besteht für den Verursacher prinzipiell ein kontinuierlicher Anreiz, umweltverbessernde Maßnahmen vorzunehmen; • politisch festgelegte Maximalbelastung darf nicht überschritten werden, d. h. grundsätzlich ist von der ökologischen Effizienz dieses Instruments auszugehen; • der Kontrollaufwand ist m. E. hoch, da regelmäßig überprüft werden muß, ob Beeinträchtigungen des einzelnen mit der individuell zulässigen Menge übereinstimmen. Diese stellt aufgrund des Zertifikathandels keine statische Größe dar; • eingeschränkte Flexibilität, spontane Mengenänderungen sind beispielsweise schwer durchsetzbar; • in der Wirkung relativ langsam.

URBANE BÖDEN DER SEMI-ARIDEN TROPEN IN FRANCISTOWN (BOTSWANA)

Andreas Lehmann

Einleitung

Die Stadtbodenkartierung Francistown (Botswana) wurde im September und Oktober 2000 durchgeführt. Nach der Darstellung der Ergebnisse als Konzeptbodenkarte wurde ein Erläuterungsband für Stadtplaner verfasst.

Die Arbeiten erfolgten im Auftrag der BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe in Hannover) und des GSD (Geological Survey Department in Lobatse/Botswana). Diese erste Stadtbodenkartierung in den Tropen ist eingebunden in ein Projekt der bilateralen Zusammenarbeit des BMZ (Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung) zur Einrichtung einer Abteilung für Umweltgeologie in Botswana.

In der Laufzeit der bilateralen Zusammenarbeit seit Januar 1999 wurden bisher im wesentlichen Themen der Grundwasserqualität bearbeitet. Zur Stadtbodenkartierung in Francistown kam es durch bergbaubedingte Erdsenkungen, die in der Öffentlichkeit starke Beachtung fanden. Dadurch war die Aufmerksamkeit auf die Böden dieser rasch wachsenden Stadt gelenkt. Die Kartierung wurde in Zusammenarbeit mit dem bodenkundlich ausgebildeten Counterpart Calvin Ketlogetswe vom Ministry of Agriculture durchgeführt.

Kartiergebiet

Botswana liegt in der südlichen Hemisphäre und ist umgeben von Südafrika, Namibia, Angola, Zambia und Zimbabwe. Ca. $\frac{1}{4}$ des Landes liegen südlich des Wendekreises des Steinbockes und damit außerhalb der Tropen, ca. $\frac{3}{4}$ nördlich davon, im semi-ariden Klima. Die Größe des Land entspricht ungefähr der Frankreichs, bei einer Einwohnerzahl von nur 2 Millionen. Bekannt ist Botswana durch seine Naturschutzgebiete Okavango Delta, Makgadikgadi Pan und Kalahari Wüste. Ein relativer Wohlstand des Landes basiert auf dem Diamantenabbau, mit dem ca. 50% der Staatseinnahmen bestritten werden. Das größte Problem von Botswana ist die welt-höchste AIDS-Infektionsrate von 20% bei der erwachsenen Bevölkerung und 50% bei den Neugeborenen.

Francistown, die mit ca. 100.000 Einwohnern zweitgrößte Stadt des Landes, ist durch Goldbergbau, Verkehr und Handel geprägt. Sie liegt im Nordosten des Landes (21°11' südl. Breite und 27°32' östl. Länge). Das Kartiergebiet geht über das eigentliche Stadtgebiet hinaus und umfasst ca. 300 km².

Francistown ist durch Goldbergbau geprägt. Bereits 1100 n. Chr., schwerpunktmäßig zwischen 1450 und 1650 begann eine erste Phase des Goldabbaus. Geschürft wurde damals bis zu einer Tiefe von 10 m. Das Bergematerial wurde zu den Flüssen gebracht, um das Gold mit Wasser abzutrennen. Bodenkundlich relevant ist diese Phase des Goldbergbaus nur im direkten Bereich der Schächte, die wiederverfüllt wurden. Die Schächte der 1. Goldbergbauphase sind nur in wenigen Fällen im Originalzustand

erhalten, da sie in einer zweiten Phase des Goldbergbaus den Ausgangspunkt für umfangreichere Grabungen bis 30 m Tiefe darstellten. Nach dieser Wiederentdeckung der Goldvorkommen durch den Deutschen Karl Mauch wurde, von 1869 bis 1966, Gold mit Quecksilber gewonnen und nach 1920 auch mit Zyanid. In der Umgebung der Schächte finden sich heute Quarzkiese in etwa 50 cm Mächtigkeit.

In einer dritten, modernen Phase des Goldbergbaus in Francistown wurden Grubengebäude bis zu einer Tiefe von 300 m vorgetrieben. In dieser Phase, von 1933 bis 1947 und sporadisch bis 1996 erfolgte die Goldextraktion im Wesentlichen mit Zyanid. Das Volumen der Halden im Kartiergebiet aus schlufffein gemahlenem Quarz beträgt ca. 700.000 m³.

Ein weitere Prägung von Francistown erfolgt durch den Verkehr. Der Zeitpunkt des Eisenbahnschlusses im Jahre 1897 war auch der Zeitpunkt der Gründung Francistowns. Heute stellt es einen Verkehrsknoten von internationaler Bedeutung im südlichen Afrika dar.

Aktuell erfährt Francistown eine Prägung durch den Handel, der seit den 90er Jahren verstärkt einsetzt.

Vorgehensweise

Ziel der Feldarbeiten war eine Konzeptbodenkarte im Maßstab 1 : 20.000. Dazu sollte aufgrund von Sekundärinformationen über die Verbreitung urbaner Böden eine Bodenkarte synthetisiert werden. Ergänzend wurden 20 repräsentative Bodenprofile beprobt.

Die Informationslage zu den natürlichen Böden war sehr gut. Die FAO/UNDP/Government of Botswana-Soil Map von 1984 im Maßstab 1 : 250.000 erlaubte detaillierte Aussagen zur Verteilung der natürlichen Böden und mit Einschränkungen zu anthropogenen Bodenbildungen aus Substrat natürlicher Böden.

Informationen zu anthropogenen Bodenbildungsfaktoren war allerdings nur in sehr begrenztem Umfang vorhanden und oft schwer verfügbar. Dies erschwerte die Erstellung der Konzeptbodenkarte. Beispielsweise gab es keine flächendeckenden Angaben zur Flächennutzung und zum Alter und Typ der Bebauung. Informationen hierzu mussten durch Feldbegehungen und Befragungen ermittelt werden. Somit ließ sich die Vorgehensweise einer Konzeptbodenkarte nur eingeschränkt anwenden.

Die Bodenansprache orientierte sich an AKS (1997).

Ergebnisse

Ergebnis der Kartierung war eine Abgrenzung von 20 Bodeneinheiten. In Tab. 1 sind 17 Bodeneinheiten dargestellt, die sich durch Hauptfaktoren der Bodenentwicklung skizzieren lassen. Weitere Erläuterungen zu den Böden des modernen Bergbaus finden sich in dem Beitrag von KASPER et al. in diesem Band. Die hier verwendete Arbeitsbezeichnung „Contrusol“ beschreibt eine in Afrika weit verbreitete Bodenentwicklung. Der Contrusol ist im Wohnumfeld verbreitet und durch anthropogen bedingte Humusarmut und Oberflächenver-

Andreas Lehmann

Universität Hohenheim (310), D-70593 Stuttgart
lehmandr@uni-hohenheim.de

dichtung gekennzeichnet. Auslöser hierfür ist das Fegen der Böden in der Umgebung der Wohnstätten. Mit der Pflegemaßnahme des Fegens sollen die Freiflächen sauber und vegetationsfrei gehalten werden, letzteres damit sich Schlangen nicht im Gras verstecken können. Konsequenz der Maßnahme ist Humusabbau und Verdichtung des Oberbodens. Die Verdichtung führt zur Ausprägung von plattigem Gefüge. Dadurch ergibt sich in Ländern, die von Überschwemmungen bedroht sind, ein essentielles Problem. Aufgrund der vielschichtigen Bedeutung dieser Bodenentwicklung soll sie mit der eigenen Bezeichnung Contrusol belegt werden. Die Silbe „Contru“ soll auf den Widerstand hindeuten, die der Boden der Infiltration entgegengesetzt.

In den Erläuterungen zur Bodenkarte für Stadtplaner wurde neben Informationen zu Verbreitung, Entstehung und Eigenschaften der Bodentypen auf den Erfüllungsgrad von

Medium für Stoffflüsse Aussagen zu allen stofflichen Umweltbelastungen zuläßt.

Begünstigend wirkte, dass der Bedarf für die Untersuchungen bei den Verantwortlichen gut vermittelbar war. Dementsprechend war eine hohe Kooperationsbereitschaft aller Fachkompetenten gegeben.

Als weiterer positiver Aspekt kann gesehen werden, dass die anthropogene Überprägung der Böden in Francistown häufig noch gering ist, jedoch rasch zunimmt. Damit erfolgte die Untersuchung also zu einem Zeitpunkt, zu dem eine Einflussnahme noch relativ erfolgversprechend ist.

Problematisch ist der kurze Bearbeitungszeitraum für die Kartierung von 2 Monaten. Dies auch insbesondere deshalb, weil Sekundärinformationen zur Verbreitung von anthropogenen Böden schwer verfügbar waren und teilweise nur sehr begrenzt vorlagen.

Ausblickend kann ergänzt werden, dass eine Einarbeitung

	<u>Haupt-Faktoren</u>	<u>FAO- <i>proposed</i>-soil type</u>
natürliche Böden:	Substrat Zeit/ Erosionsintensität	Chromic Luvisol Eutric Regosol Eutric Vertisol Eutric Fluvisol Haplic Leptosol
Bergbauböden:	Substrat/Erzgewinnungstechnik Aufhaltungstechnik Zeit	Urbic Anthrosol <i>Alloisol from mining material</i> Chromic Luvisol <i>Alloisol from crushed quartz</i> Cumulic Anthrosol <i>Alloisol from sieved soil</i>
Stadtböden:	Besiedlungsdauer Freiflächenpflege/-nutzung Hausbautechnik Reststoffmanagement	Urbic Anthrosol <i>Phyrosol from waste</i> Eutric Cambisol <i>Phyrosol association</i> Urbic Anthrosol <i>Alloisol from soil used for burying</i> Eutric Regosol <i>Interruptosol</i> Calcaric Regosol <i>Layered Alloisol</i> Superficially compacted FAO-soil type <i>Contrusol</i>
Straßenrandböden:	Randstreifennutzung/ -pflege Aufgrabung Reststoffmanagement	Calcaric Regosol <i>Phyrosol-Rigosol</i>
Industrieböden (nur Böden der Tankstellen):	Bodenaustausch Reststoffmanagement	Calcaric Cambisol <i>Reduktol-Intrusol</i>
landwirtschaftliche Böden:	Bodenbearbeitung Düngung Bewässerung	Aric Anthrosol <i>Treposol</i>

Tab. 1: Bodenbildungsfaktoren und Auszug aus der Legende der Konzeptbodenkarte Francistown (Botswana)

spezifizierten Bodenfunktionen eingegangen.

Als wesentliche Bodenfunktionen wurden für Francistown der „Schutz vor Hochwasser“, „Beitrag zur Grundwasserqualität“, „Beitrag zur Verminderung der Stauberosion“, „Beitrag zur Lebensqualität“ und die „Archivfunktion“ ausgewiesen. Diese Funktionen wurden jeweils gemäß einer fünffach unterteilten Skala bewertet. Die Bewertung erfolgte für die aktuelle Situation und die Situation nach Berücksichtigung der in den Erläuterungen vorgeschlagenen Maßnahmen des Bodenmanagements.

Résumé

Als Besonderheit der Stadtbodenkartierung Francistown ist zu nennen, dass dies die erste Stadtbodenkartierung in den Tropen ist. Vor Ort findet sie Anwendung als universelles Instrument im Umweltschutz. Die Ursache hierfür ist, dass keine anderen umfassenden Untersuchungen zu Umweltfragen vorliegen und der Boden als zentrales

von weiteren Ergebnissen auf der Grundlage von Luftbildauswertung und chemischen Untersuchungen der Bodenprofile eine wesentliche Verbesserung der Konzeptbodenkarte ermöglicht. Das Ziel der Ausbildung lokaler Experten wurde in einem ersten Ansatz realisiert und soll im Sinne des Gesamtvorhabens zur Einrichtung einer umweltgeologischen Abteilung in Botswana fortgeführt werden.

Literatur

AKS (1997): Empfehlungen des Arbeitskreises Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft zur bodenkundlichen Kartierung (...) überprägter Flächen (Stadtböden). Teil 1: Feldführer, 2. Auflage. Kiel.
KASPER, B., W. BURGHARDT, A. LEHMANN & H. VOGEL (2001): Rohböden auf Berghalden des Goldbergbaus in Francistown, Botswana, in diesem Band

Bindung, Abbau und Verlagerung von polybromierten Flammschutzmitteln, die über Klärschlämme in die Böden gelangen, eine erste bodenbezogene Bewertung

Litz Norbert* und Frank Krohne

Problemstellung

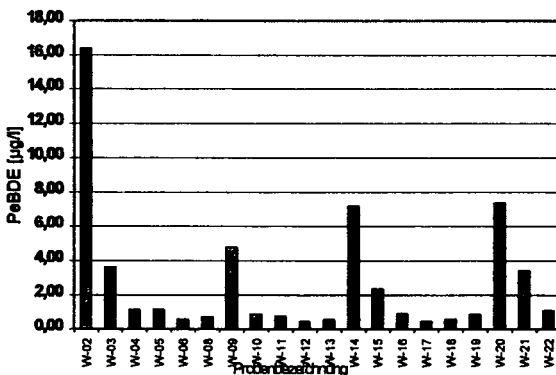
Polybromierte Flammschutzmittel gelangen aufgrund des rapiden, umfassenden Anstiegens elektronischer Geräte im Haushalt und in der Industrie über das Abwasser in Klärschlämme und damit in Böden. Sie zählen zu den „Priority Pollutants“.

Methoden und Untersuchungsergebnisse

Eine orientierende Ermittlung der Belastung auf Pentabromdiphenylethern (PeBDE) wurde in 20 Kläranlagen an Primärschlamm (Abb.1) vorgenommen. Die Untersuchung erfolgte mittels GC/MS. Die Gehalte lagen mit 1 bis 16 µg/L im vergleichbaren Konzentrationsbereich wie bei Hagenmaier et al., (1989). Aufgrund seiner chemischen Eigenschaften besitzt es das Potential zur Anreicherung in Böden und neigt zur Bioakkumulation. Informationen zum Verhalten dieses Stoffes in Böden liegen jedoch nur spärlich vor (Tab. 1). Daher wurde es von der UMK-AG: Gefährliche Klärschlamm-inhaltsstoffe – Maßnahmen-plan, der Gruppe von Stoffen zugeordnet, für die ein Forschungs- und Informationsdefizit besteht.

Die Sorptionsuntersuchungen in sandigen Proben

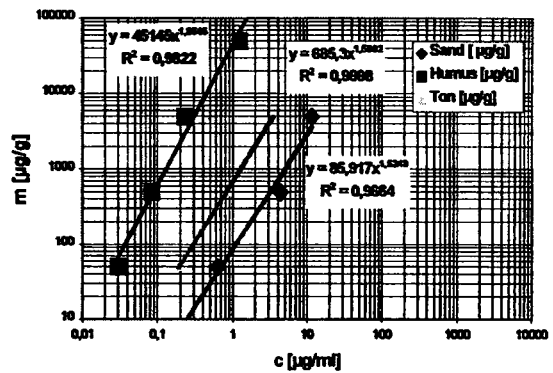
Abb. 1: Belastung von Pentabromdiphenylether in 20 Primärschlammproben (Sommerbeobachtung)



*Umweltbundesamt, Versuchsfeld Marienfelde, FG II 1.7, Schichauweg 58, D- 12307 Berlin

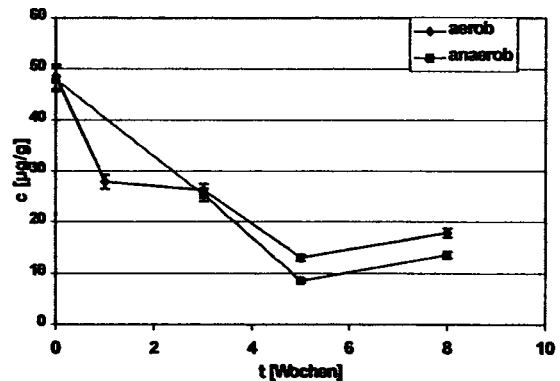
(87 % S, 3 % T, 0,1 % Corg., pH 4,6) erbrachten Kd-Werte von 86, in tonreichen Proben (67 % T, 11 % S, 0,01 % Corg., pH 7,1) von Kd 685 und in humosen Proben (36 % Corg., 0,5 % T, 11 % S, pH 3,5) von über 45 000. PeBDE wird mithin sehr stark an den Boden gebunden (Abb. 2). Abbauver-

Abb. 2: Adsorptionsisothermen von PeBDE in sandigen, tonigen und humusreichen Bodenproben

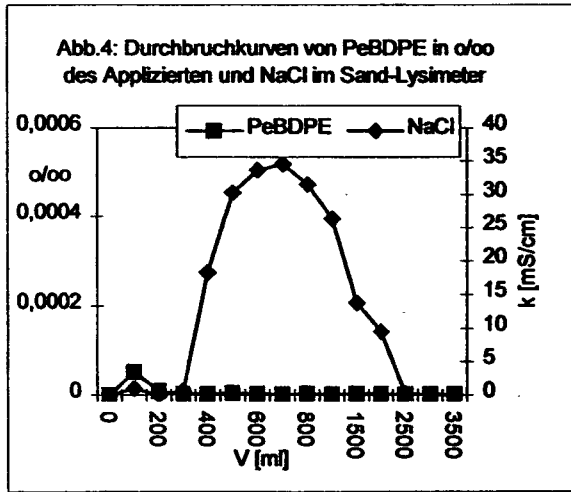


suche (aeroben) zeigten, dass PeBDE in humosen Proben bei 60 % der WK und ca. 21 °C, langsam abgebaut wurde. Nach 3 Wochen war etwa die Hälfte und nach 8 Wochen ca. 75 % des PeBDE eliminiert. Zwischen aeroben und anaeroben Abbau bestanden kaum ein Unterschied (Abb. 3).

Abb. 3: Aerober und anaerober Abbau von PeBDE in humusreichen Oberbodenproben



Bei Leachingversuche mit sandigen Bodenproben wurden nur Spuren von PeBDE im Eluat gefunden, das in den Grobporen gewandert sein muss bevor die Sorption vollständig abgeschlossen war.



Zusammenfassung

Pentabromdiphenylether werden in Böden sehr stark an die organische Substanz gebunden und an Tonminerale und die Sandfraktion in entsprechend geringerem Maß. Der Abbau erfolgt in humosen Bodenproben zunächst schnell, nach 8 Wochen sind jedoch noch mehr als 25 % des Applizierten nachweisbar, was auf eine verstärkte Sorption mit zunehmender Zeit hinweist. Im Leachingversuch, wurden nur Spuren im Eluat gefunden.

Literatur: Beim Autor erhältlich

Tab.1: Stoff/Stoffgruppe: Pentabromdiphenylether, Organobromverbindungen

Herkunft, Anwendungsbereich, allgemeines Vorkommen: Flammschutzmittel, Bau-, Verkehrs- u. Elektronikbereich

Säuger- und humantoxische Eigenschaften:

	Species	LD50	Einzelwert	Klasse
- Säugtiere	Ratte		2650	gering [11]**
- Mensch	- mutagen			nicht eingestuft
	- teratogen			nicht eingestuft
	- kanzerogen			nicht eingestuft

Ökotoxische Eigenschaften:

- Wirkung auf Pflanzen
- Wirkung auf Bodenfauna
- Bodenmikroorganismen-Enzymaktivität
- Aquatische Toxizität
- Bioakkumulation

Transfer Boden-Grundwasser

Transfer Boden-Pflanze n. IGS NRW:

Chemisch-physikalisches Verhalten im Boden:

- Wasserlöslichkeit			gering [49]**
- log Kow		6,46 - 6,97	hoch [49]**
- Sorption		>2.000***	hoch
- Persistenz		>200***	hoch
- Anreicherung (bound residues o. Metaboliten)			

Gehalte im Klärschlamm, bei landwirtschaftlicher Verwertung (mg/kg mT):

Minimum	Median	Mittelwert	90 Perzentil	Maximum	Anzahl	Jahr	
0,00022		0,0033		0,0075	9	(1992)	[71]**
0,042		0,186		0,282	18	(1992)	[23]**

Tendenz:

Zuverlässigkeit der Daten: Einzelanalysen gering

Regelungen zu Höchstwerten/Einstufungen: MAK: Diphenylether (Dampf): teratogen II c [42]**

- Rechtsregelungen (VO, VwV): TRGS 900: Diphenylether (Dampf): 7 mg/m³, inhalativ [63]**

Gesamtbewertung: PeBDE besitzt eine geringe akute Säugertoxizität. Wegen des log Kow>3 besteht der Verdacht auf ein Bioakkumulationspotential. Aufgrund der unzureichenden Datenlage und hohen Persistenz werden PeBDE in Gruppe III, Stoffe mit Informationsbedarf eingeordnet. ** Literatur und Bewertungskonzept: s. UMK-Bericht, ***geschätzt

Zusammenhänge zwischen Schwermetallbindungsformen in Böden und ihrer Verfügbarkeit in künstlichen und realen Verdauungssystemen.

Bernd Marschner¹, Antje Rogalla¹, Alfons Hack² und Michael Wilhelm²

Einleitung

Die menschliche Gesundheit ist eines der obersten Schutzgüter im Bundesbodenschutzgesetz und in der Bundesbodenschutzverordnung. Die orale Aufnahme von kontaminiertem Bodenmaterial ist dabei ein Wirkungspfad über den die Schadstoffe aus dem Boden in den menschlichen Organismus gelangen können, und wird daher durch Prüf- und Maßnahmewerte geregelt (BBodSchV 1999). Diesen Werten liegen bestimmte Erfahrungswerte über den maximalen und durchschnittlichen "Bodenverzehr" vor allem von spielenden Kleinkindern zugrunde und die Annahme, dass die im Boden vorhandenen Schadstoffe vollständig über den Verdauungstrakt resorbiert werden können.

Für diese "worst case" Annahme einer vollständigen Resorptionsverfügbarkeit fehlen allerdings die entsprechenden Untersuchungen, obwohl aus der Tierernährung bekannt ist, dass bestimmte Spurennährstoffe nur unvollständig aus der Nahrung aufgenommen werden. Da Fütterungsversuche mit Tieren sehr aufwändig und nicht unbedingt auf den Menschen übertragbar sind, entwickelten Hack et al. (1999) ein in-vitro Magen-Darm Modell, mit dem die chemischen Bedingungen im menschlichen Verdauungstrakt simuliert und damit die unter diesen Bedingungen löslichen Schadstoffe in Böden bestimmt werden können.

Ziel der vorliegenden Untersuchungen war es, zu prüfen, ob sich die in diesem Modellsystem mobilisierten Schwermetalle bestimmten Bindungsformen im Boden zuordnen lassen. Gleichzeitig konnte durch Vergleich von Fütterungsversuchen an Schweinen ein Bezug zu den realen Aufnahmeraten hergestellt werden.

Material und Methoden

Es wurden insgesamt 15 Bodenproben unterschiedlicher Herkunft verwendet, deren Schwermetallgehalte von den Vorsorgewerten bis weit über die Maßnahmewerte für den oralen Aufnahmepfad der BBodSchV reichten. Die auf 2 mm gesiebten Proben wurden in dem in-vitro Modell nach E-DIN 19738 zunächst bei pH 2 mit einem künstlichen Magensaft mit oder ohne Zugabe von Vollmilchpulver für 2 Stunden bei 37°C geschüttelt. Anschließend erfolgte die Darmphase über 6 Stunden, bei der der pH auf 7.5 eingestellt und ein künstlicher Darmsaft zugesetzt wurde. Abschließend erfolgte die Trennung in Lösungs- und Festphase durch Zentrifugation und Filtration. Die so genannten resorptionsverfügbaren Schwermetallanteile in der Lösungsphase wurden nach Gefriertrocknung und nach einem modifizierten Königswasseraufschluß in der Mikrowelle am AAS ermittelt. Die Böden und die unlöslichen Rückstände aus dem in-vitro Modell wurden dem von Zeien und Brümmner (1989) entwickelten sequenziellen Extraktionsverfahren unterzogen, um insgesamt sieben Fraktionen der Schwermetalle Cd, Cr, Ni und Pb vor und nach der "Verdauung" zu quantifizieren.

Ergebnisse und Diskussion

Die Schwermetalleuierbarkeit im in-vitro Modell reicht in den einzelnen Böden von 2 bis 75% der Gesamtgehalte und weist zwischen den Böden zum Teil sehr große Unterschiede auf, was sich durch hohe Standardfehler bei den Mittelwerten bemerkbar macht (Tab. 1). Die höchsten Ausbeuten werden beim Cd erreicht. Mit Ausnahme vom Ni sind bei allen Schwermetallen die Ausbeuten in den Ansätzen mit Milchpulver deutlich höher als ohne.

Tab. 1: Schwermetallextraktionsausbeuten aus den 15 untersuchten Böden (Mittelwerte und SE) im in-vitro Magen-Darm Modell mit und ohne Zugabe von Milchpulver (in % der Boden-gesamtgehalte).

	Cd	Pb	Cr	Ni
ohne Milchpulver	24 ±13	12 ±7	5 ±2	25 ±13
mit Milchpulver	59 ±15	32 ±12	23 ±15	24 ±9

Die Wirkung der in-vitro Verdauung auf die Schwermetallbindungsformen ist in Abb. 1 exemplarisch für Pb dargestellt. Bei den Ansätzen ohne Milchpulver kommt es zu signifikanten Abnahmen in den Fraktionen II und III, die mit NH₄-Acetat bzw. Na-Acetat und NH₂OH-HCl extrahiert wurden und die der leicht nachlieferbaren, spezifisch absorbierten, organisch komplexierten und manganoxid-gebundenen Fraktion zugeordnet werden (Zeien & Brümmner 1989). Beide Fraktionen sind in den Originalböden selten mit mehr als 10 % der Gesamtgehalte vertretenden, so dass die beobachteten Abnahmen im Magen-Darm Modell teilweise fast zur quantitativen Elimination dieser Bindungsformen führten.

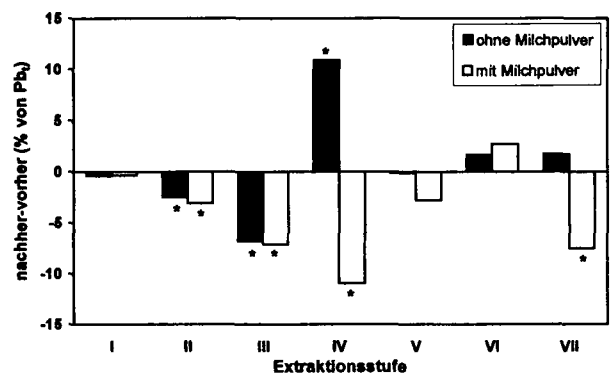


Abb. 1: Änderungen der Pb-Ausbeuten in den einzelnen Stufen der sequenziellen Extraktion nach Behandlung der Böden im in-vitro Modell. Signifikante Unterschiede zwischen den Bindungsformen vor und nach der Behandlung sind mit * gekennzeichnet (p < 0.05, paarweiser t-Test).

In der Fraktion IV haben die Pb-Gehalte dagegen um einen vergleichbaren Betrag zugenommen, was auf eine Umverteilung aus den Fraktionen II und III hindeutet. Die Fraktion IV wird vornehmlich den organisch gebundenen Schwermetallen zugewiesen und ist beim Pb mit 22-67% der Gesamtgehalte in der Regel die bedeutendste Pb-Fraktion in diesen Böden. Die relative Pb-Anreicherung in dieser Fraktion nach Behandlung der Böden im Magen-Darm Modell ließe sich damit erklären, dass während der sauren Magenphase Pb aus den Fraktionen II und III gelöst und durch die pH-Erhöhung in der Darmphase wieder sorbiert wird,

¹ Bodenkunde, Geographisches Institut

² Institut für Hygiene, Sozial- und Umweltmedizin
beide: Ruhr-Universität Bochum, 44780 Bochum

dann allerdings präferenziell an die organische Bodensubstanz, mit der Blei bekanntlich sehr stabile Komplexe ausbildet.

In der Anwesenheit von Milchpulver wird diese Umverteilung offensichtlich verhindert und es kommt dagegen auch in der Fraktion IV zu einer deutlichen Abnahme der Pb-Gehalte (Abb. 1). Sogar in der Residualfraktion VII nehmen die Pb-Gehalte ab. Dies deutet darauf hin, dass bestimmte Milchpulverbestandteile lösliche organische Pb-Komplexe bilden und damit eine Re-Adsorption des während der Darmphase mobilisierten Bleis verhindern oder sogar durch die Komplexbildung das Lösungsgleichgewicht zugunsten der Lösungsphase verschieben.

Bei den anderen Schwermetallen kommt es zu ganz unterschiedlichen Bindungsformänderungen, was sich teilweise schon damit erklären lässt, dass sie eine ganz andere Verteilung der Bindungsformen aufweisen. Beim Cd findet ohne Milchpulverzusatz eine Verarmung vornehmlich in den Fraktionen II und VI statt, mit Milchpulver dagegen in allen Fraktionen von I bis V, die vor der Behandlung bis zu 80 % des Gesamt-Cd enthalten. Bei den vornehmlich an Fe-Oxide und in der residualgebundenen Cr und Ni finden Änderungen und Umverteilungen in wiederum anderen Fraktionen statt, auf die an dieser Stelle aber nicht eingegangen wird.

Tab. 2: Beziehungen zwischen in-vitro Eluierbarkeit (mit Milchpulver) und Schwermetallfraktionen im Ausgangsboden (Pearson Korrelationskoeffizienten, $p < 0.05$)

Fraktion	Cd	Cr	Ni	Pb
I	-	-	-	-
II	.69	-	.81	-
III	-	-	.84	-
IV	-	.61	-	-
V	-	.75	-	-
VI	-	-	-	.61
VII	-.61	-.75	-	-
Σ I-II	.71	-	.79	-
Σ I-III	.72	-	.85	-
Σ I-IV	.73	-	.81	-
Σ I-V	.80	.74	.69	-
Σ I-VI	-	.75	-	-

Vergleicht man die Schwermetalleluierbarkeit der in-vitro Extraktion mit den Bindungsformen im Ausgangsboden, so ergibt sich ebenfalls ein für die einzelnen Schwermetalle differenziertes Bild (Tab. 2). Beim Cd besteht eine relativ enge positive Korrelation zur Fraktion II, dagegen eine negative zur Fraktion VII. Dies bedeutet, dass aus Böden mit hohen Anteilen an leicht nachlieferbarem und schwach organisch komplexiertem Cd auch mehr Cd resorptionsverfügbar ist. Bezieht man weitere Bindungsformen mit ein, so verbessert sich der Korrelationskoeffizient bis auf 0.80. Ähnlich sieht es beim Ni aus, wobei hier die Beziehung noch enger ist und auch zur Fraktion III besteht. Bei Cr besteht eher ein Zusammenhang zu den mit Fe-Oxiden assoziierten Bindungsformen der Fraktionen V und VI, bei Pb lassen sich dagegen keine positiven Korrelationen zwischen Eluierbarkeit und Bindungsformen nachweisen.

Zusammen mit den oben dargestellten Bindungsformänderungen zeigt dies, dass mit dem in-vitro Modell die Schwermetalle nicht selektiv oder präferenziell aus bestimmten Bindungsformen extrahiert werden, sondern dass dies eher spezifisch für die einzelnen Schwermetalle ist.

Eine Auswahl der hier verwendeten Böden wurde über einen Zeitraum von 28 Tagen auch an so genannte Minischweine

verfüttert (Dosis: 0.5 g kg^{-1} Körpergewicht d^{-1}) und nach der Schlachtung die Schadstoffaufnahme bilanziert. Dabei waren nur für Pb Anreicherungen in den Organen nachweisbar, die bei maximal 2.2 % der mit den Böden zugeführten Mengen lagen (Abb. 2). Interessanterweise ließ sich zwischen dieser realen Bioverfügbarkeit und der mit dem in-vitro Modell bestimmten Resorptionsverfügbarkeit keine Beziehung nachweisen. Dagegen besteht eine sehr enge positive Korrelation zur Fraktion III im Ausgangsmaterial (Abb. 2). Bei einer weitergehenden multiplen Regressionsanalyse konnte nach Aufnahme der Fraktion V als abhängige Variable sogar ein R^2 von 0.98 erreicht werden. Da mit diesen beiden Fraktionen die an Mn- und amorphe Fe-Oxide gebundenen Schwermetalle erfasst werden, scheinen für die Pb-Lösung und -Aufnahme im Verdauungstrakt der Minischweine in erster Linie Reduktionsprozesse eine Rolle zu spielen, bei denen diese Sorbenten wahrscheinlich teilweise aufgelöst werden. Allerdings liegen die von den Schweinen aufgenommenen Pb-Mengen nur im Bereich weniger Prozente der mit diesen Fraktionen assoziierten Pb-Gehalte liegt.

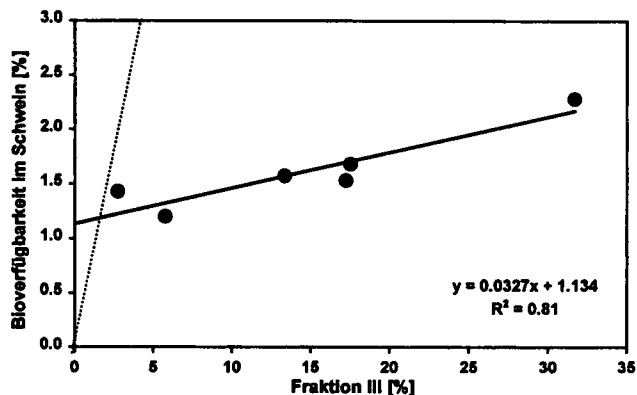


Abb. 2: Beziehung zwischen Pb-Aufnahme aus verfütterten kontaminierten Böden beim Minischwein und den Boden-Pb-Gehalten in der Fraktion III.

Schlussfolgerungen

1. Die mit dem in-vitro Magen-Darm Modell extrahierten Schwermetallanteile lassen sich nicht bestimmten Bindungsformen in den Böden zuordnen, da die einzelnen Schwermetalle aus unterschiedlichen Fraktionen mobilisiert werden.
2. Für Pb besteht keine Beziehung zwischen der in-vitro Extrahierbarkeit und der realen Pb-Aufnahme im Tierversuch. Dies könnte damit zusammenhängen, dass im Verdauungstrakt eher Reduktionsvorgänge bedeutsam sind, die in dem aeroben Modellsystem nicht stattfinden.
3. Die niedrigen Bleiaufnahmeraten beim Schwein (< 3%) zeigen, dass der orale Aufnahmepfad bisher wahrscheinlich stark überschätzt wurde.

Literatur

- BBodSchV (1999): Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung. Bundesgesetzblatt, Teil I, Nr. 36, Bonn.
- Hack, A.; Kraft, M.; Selenka, F.; Wilhelm, M. (1999): Mobilisierung von organischen und anorganischen Schadstoffen aus kontaminierten Umweltmaterialien in einem physiologienahen standardisierten in vitro-Verdauungssystem. In: Landesumweltamt NRW (Hrsg.): Materialien zur Altlastensanierung und zum Bodenschutz, Band 8, 154 S.
- Zeien, H; Brümmer, G. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden. Mitt. DBG 59, 505-510.

Kombination von GIS und digitaler Reliefanalyse zur wissensbasierten Ableitung von Standortfaktoren: Grundlage für ein Monitoring der landwirtschaftlichen Bodennutzung mittels Fernerkundungsmethoden

Markus Möller & Martin Volk¹

1 Einleitung und Problemstellung

Die landwirtschaftliche Bodennutzung stellt aufgrund ihrer flächenhaften Ausdehnung eines der wichtigsten Steuerungsinstrumente für eine nachhaltige Landnutzung in Kulturlandschaften dar. Deshalb kommt dem Monitoring dieser Nutzungsform eine besondere Bedeutung zu, was auch in der Verabschiedung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Ende letzten Jahres zum Ausdruck kommt. Danach soll für Oberflächen- und Grundwasser ein „guter Zustand“ in ökologischer und chemischer Hinsicht erreicht und eine ausreichende Verfügbarkeit gewährleistet werden. Die nationalen Wasserbehörden sind deshalb angehalten, auf der Basis von Bestandsaufnahmen und Analysen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für Flussgebietseinheiten (z.B. Elbe- oder Donau-Einzugsgebiet) vorzulegen, die spätestens 2034 umgesetzt sein sollen. Der Bezug auf Fluss(einzugs)gebiete bedeutet, dass unabhängig von administrativen Grenzen Fluss-systeme als interaktive Bestandteile der Landschaft betrachtet werden, da Flusseinzugsgebiete mit ihren Vorflutern über wasser-gebundene Stoffflüsse an der Landoberfläche und im Grundwasser kommunizieren. Als eine Hauptaufgabe wird die Verringerung der diffusen Einträge von Nährstoffen im Flusseinzugsgebiet angesehen, die zumeist in unmittelbarem Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung steht (GEBHARDT 2000, LEYMANN 2001).

Die Sektion Angewandte Landschaftsökologie des Umweltforschungszentrum Halle-Leipzig GmbH (UFZ) entwickelt vor dem Hintergrund der WRRL im Rahmen eines Verbundprojektes ein hierarchisches Parameter- und Indikatorensystem zur Untersuchung und Bewertung des Landnutzungswandels und dessen Auswirkungen auf Landschaftsfunktionen (STEINHARDT & VOLK 1999, 2000). Die Arbeiten folgen einem hierarchisch-genesteten Ansatz und werden am Beispiel des Einzugsgebietes der Saale durchgeführt. Ein Schwerpunkt bildet dabei die Ableitung von Systemen zur standortgerechten Bodenbewirtschaftung für unterschiedliche Landschaftstypen. Dabei wird davon ausgegangen, dass eine standortgerechte Bodenbewirtschaftung zu einer Verringerung der diffusen Nährstoffbelastung führt.

2 Hierarchisch-genesteter Ansatz

Eine wichtige Voraussetzung für ein erfolgreiches Flussgebietsmanagement ist eine umfassende Standortcharakterisierung, auf deren Grundlage die Modellparameter abgeleitet werden. Gemäß dem hierarchisch-genesteten Ansatz des Projektes erfolgt die Standortcharakterisierung in der ersten Phase zunächst in Saale-Teileinzugsgebieten unterschiedlicher Größe (Schnellbach: ca. 8 km², Parthe: ca. 360 km², Weiße Elster: ca. 5.000 km²) (Abb.1).

Die Betrachtung von (Teil-)Einzugsgebieten geht von der Hypothese aus, dass im Landschaftswasserhaushalt Änderungen der Prozessrichtung (vertikal ↔ lateral) meist mit einem Skalensprung verbunden sind (z.B. Prozessrichtungen im Boden: Sickerwasser vertikal, Interflow lateral). Einzugsgebiete können in diesem Zusammenhang als quasi-natürliche Prozesseinheiten angesehen werden, in denen das Medium Wasser nicht nur ein wichtiges Landschaftskompartment, sondern vor allem das wichtigste Transportmedium darstellt (VOLK & STEINHARDT 2001).

3 Datenproblematik

Integrative Analysen und Bewertungen erfordern eine Vielzahl unterschiedlicher Informationen bzw. Parameter, um den Regel-

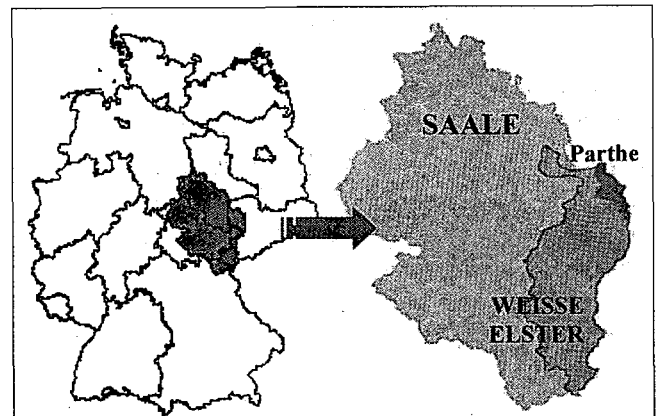


Abb. 1 Untersuchungsräume

und Modellvorstellungen des Landschaftsökosystems gerecht zu werden. Die benötigten Informationen liegen entweder bei Behörden vor, werden direkt aus thematischen Karten entnommen (z.B. Bodendaten) oder sind das Ergebnis von anzuwendenden Auswertelgorithmen (z.B. Reliefableitungen, aktuelle Landnutzungsinformationen). Insbesondere die Bearbeitung flächenmäßig großer Räume sowie der formulierte hierarchisch-genestete Ansatz setzt die Kenntnis über *Verfügbarkeit*, *Qualität* und *skalenspezifische Anwendbarkeit* der Informationen voraus. Die für den Untersuchungsraum zur Verfügung stehenden Daten weisen hinsichtlich ihrer räumlichen und inhaltlichen Aussagegrenzen eine große Differenzierung auf. Aber auch innerhalb der einzelnen Datenebenen bestehen z.T. große Heterogenitäten:

Reliefdaten werden von den jeweiligen Landesvermessungsämtern bereitgestellt. Die Daten sind durch unterschiedliche vertikale und horizontale Genauigkeiten gekennzeichnet. Die gemeinsame Nutzung der Reliefdaten macht deshalb eine nachträgliche „Homogenisierung“ erforderlich.

Für das Medium Boden ist das Kartenwerk der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortcharakterisierung 1:100.000 für die landwirtschaftlich genutzte Fläche der ehemaligen DDR der einzige digital flächendeckend vorliegende Datensatz, allerdings ist der Aufbereitungsaufwand sehr hoch.

Problematisch zeigt sich auch die Verfügbarkeit von aktuellen Landnutzungsinformationen insbesondere zur landwirtschaftlichen Bodennutzung. Für das gesamte Bundesgebiet stehen die Ergebnisse der CORINE-Land Cover-Erhebung (Stand 1989-1992, Maßstab 1:100.000) zur Verfügung. Hauptnutzungsarten können daraus abgeleitet werden, die wichtige Unterscheidung von Grün- und Ackerland ist hingegen nicht möglich. Die Biotoptypenkartierung 1:10.000 (Stand 1992) sowie die Daten des Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) 1:10.000 erlauben dagegen eine Differenzierung in Acker und Grünland.

4 Ansätze zur Ableitung von Standortparametern

Mit Satellitenbildern und digitalen Höhendaten sind Informationen flächendeckend und digital verfügbar, die eine an die jeweilige Fragestellung angepasste Ableitung von neuen Informationen erlauben. Die Einbeziehung von vorhandenen thematischen Informationen bei Anwendung der digitalen Auswertelgorithmen kann dabei zu einer Verbesserung der Aussagequalität der thematischen Daten führen.

¹ UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, Permoser Str. 15
04318 Leipzig, mail: moeller@alok.ufz.de, volk@alok.ufz.de

Sowohl für die Auswertung spektraler Daten als auch von digitalen Reliefinformationen kommen in zunehmendem Maße Segmentierungsalgorithmen zum Einsatz (BLASCHKE 1999, FRIEDRICH 1996, MÖLLER 2001). Am Beispiel des Teileinzugsgebietes der Parthe wurde ein Segmentierungsverfahren der Firma eCognition² angewendet (BAATZ et al. 2000), das auf Basis der euklidischen Distanz und von Formparametern die im Rasterformat abgelegten spektralen bzw. Relief- und thematischen Input-Daten in Objekte überführt, was einer inhaltlichen und räumlichen Verschneidung entspricht. Für jedes Objekt wird ein Flächendatensatz aufgebaut, auf den regelbasierte Klassifikationsalgorithmen angewendet werden können.

Tabelle 1 zeigt das Klassifizierungsergebnis von einem LANDSAT TM-Satellitenbild (13.0.99) unter Einbeziehung von CORINE-Daten. Die Segmentierung wurde auf der Basis eines aus der LANDSAT-Szene berechneten Vegetations-Index (NDVI) durchgeführt. In der anschließenden Klassifikation wurden NDVI-Zugehörigkeits-Fuzzy-Funktionen erstellt und in Beziehung zu den jeweiligen CORINE-Gruppen gesetzt. Das Ergebnis zeigt eine in ihrer Grenzziehung aktualisierte Darstellung der Hauptnutzungsarten Wald und Siedlung. Die Identifikation der Hauptnutzungsart Wasser stellt eine inhaltliche Ergänzung im Vergleich zu den CORINE-Ausgangsdaten dar. Die multitemporale Auswertung erlaubt zudem die Unterscheidung von Acker und Grünland, was dem Aussageniveau der Biotoptypenkartierung entspricht. Auf diese Weise können Fehlzuweisungen des CORINE-Kartenwerkes bei den Klassen Wald, Wasser und Grünland korrigiert werden. Eine Aufschlüsselung der verschiedenen Feldfrüchte (Hackfrüchte, Getreide) ist mittels agrarphäologischer Zusatzdaten möglich.

	CORINE-Landcover 1989-1992	Klassifizierungsergebnis	Biotoptypenkartierung Sachsen 1992
Bebaute Fläche	8,15	8,6	11,59
Acker	74,95	61,9	53,69
Grünland	0,36	10,5	11,19
Wald	14,24	16,9	15,15
Gewässer	0	0,8	1,35

Tab. 1 Anteile [%] der Hauptklassen der Landnutzung von CORINE Landcover, Biotoptypenkartierung und Klassifizierungsergebnis im Einzugsgebiet der Parthe

In Abbildung 3 gingen die Reliefableitungen Vertikalwölbung, Neigung sowie potenzielle Fließbahnen in den Segmentierungsprozess ein. Nach der Segmentierung wurden Senkenbereiche charakterisierende Zugehörigkeitsfunktionen der Vertikalwölbung sowie der Neigung ermittelt und mit den Fließbahnen in Beziehung gesetzt. Ziel zukünftiger Arbeiten ist es, weitere Re-

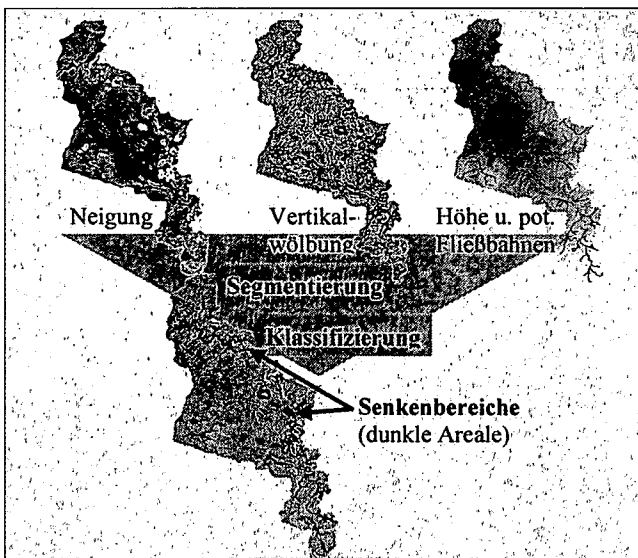


Abb. 3 Prinzip der Ableitung von Prozessbereichen

lieflösungen abzuleiten und auf der Basis von Relief-Boden-Beziehungen – wie sie z.B. in den Dokumentationsblättern A der Mittelmaßstäbigen Landwirtschaftlichen Standortkartierung formuliert sind – maßstabsangepasste Bodenverteilungen abzuleiten.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Der Einsatz von Segmentierungsverfahren erlaubt eine inhaltliche und räumliche Verschneidung von thematischen, spektralen und Reliefdaten, wobei Objekte mit zugehörigen Flächendatensätzen erzeugt werden. Die Anwendung wissens- und objektbasierter Klassifikationsalgorithmen auf die Flächendatensätze führt zu thematischen Informationen über die aktuelle landwirtschaftliche Bodennutzung, die gleichzeitig den Flächendatensatz um die zeitliche Dimension erweitert. Die Integration von Reliefanalyseverfahren erlaubt prozessbezogene Aussagen - z.B. zur Beziehung zwischen Bodenerosionsgefährdung und Fruchtfolgen.

Aufgrund der Einbeziehung thematischer Zusatzdaten können die Ergebnisse zudem eine wesentliche Verbesserung der Eingangsparameter für Wasser- und Stoffhaushaltsmodelle darstellen, da Boden-, Relief- und Landnutzungsdaten in ihrem Zusammenhang abgeleitet werden. Durch die integrierte Betrachtung können auch Verfahren zum Landnutzungsmonitoring erweitert werden.

In Verbindung mit der Modellierung von wassergebundenen Stoffflüssen, dem fernerkundungsgestützten Landnutzungsmonitoring sowie Landschaftsstrukturbewertungen kann das Verfahren damit als Grundlage zur Entwicklung von Konzepten für standortgerechte Landnutzungssysteme (Bewirtschaftungspläne!) auf unterschiedlichen räumlichen Skalen dienen.

Literatur

- BAATZ, M., M. HEYNE, P. HOFMANN, I. LINGENFELDER, M. MIMLER, A. SCHÄPE, M. WEBER & G. WILLHAUCK (2000): eCognition User Guide.- München
- BLASCHKE, Th. (2000): Objektextraktion und regelbasierte Klassifikation von Fernerkundungsdaten: Neue Möglichkeiten für GIS-Anwender und Planer.- In: SCHENK, M. (Hrsg.): AGIT-Tagungsband, S. 153-162, Salzburg (http://www.corp.at/corp2000/CORP2000_Tagungsband/CORP2000_blaschke.PDF)
- FRIEDRICH, K. (1996): Digitale Reliefgliederungsverfahren zur Ableitung bodenkundlich relevanter Flächeneinheiten.- Frankfurter geowissenschaftliche Arbeiten, Reihe D, Heft 21, Frankfurt/Main
- FRIEDRICH, K. (1998): Multivariate distance methods for Geomorphographic relief classification.- In: Land Information Systems: Developments for planning the sustainable use of land resources, EUR 17729EN, S. 259-265, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg (<http://www.bgr.de/N2/TEXT/contenu.htm>)
- GEHARDT, H. (2000): Die Wasserrahmenrichtlinie der EU.- Wasser, Luft und Boden, Heft 1/2, S. 24-26
- LEYMANN, G. (2001): Die Bedeutung der Wasserrahmenrichtlinie für die Bundesländer.- Wasser & Boden, Band 53, Heft 3, S. 23-23
- MÖLLER, M. (2001): Verfahren der digitalen Reliefanalyse und Satellitenbilddauswertung für die Bodenkartierung des Zielmaßstabes 1:50.000 am Beispiel des Blattes Könnern. Photogrammetrie – Fernerkundung – Geoinformation, Heft 2, S. 91-105
- STEINHARDT, U. & VOLK, M. (1999): Regionalisierung in der Landschaftsökologie.- Teubner, Leipzig
- STEINHARDT, U. & VOLK, M. (2000): Von der Makropore zum Flußeinzugsgebiet – Hierarchische Ansätze zum Verständnis des landschaftlichen Wasser- und Stoffhaushaltes.- Petermann's Geographische Mitteilungen, Band 144, Heft 2, S. 80-91, Gotha
- VOLK, M. & STEINHARDT, U. (1998): Integration unterschiedlich erhobener Datenebenen in GIS für landschaftsökologische Bewertungen im mitteldeutschen Raum.- Photogrammetrie - Fernerkundung - Geoinformation, Heft 6, S. 349-362
- VOLK, M. & STEINHARDT, U. (2001): Landscape balance. – In: KRÖNERT, R., STEINHARDT, U & VOLK, M. (2001): Landscape Balance and Landscape Assessment, S. 163-202, Springer

² Definiens Imaging GmbH; <http://www.definiens-imaging.com>

Ausmaß und Kinetik der Immobilisierung von Herbizidwirkstoffen in Böden bei variierender Mikroorganismenaktivität

Pätzold, St. und Brümmer, G.W.*

Einleitung

Für Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe wird in Böden häufig eine mit der Zeit zunehmende Festlegung beobachtet ("Alterung"). Diese führt zu einer abnehmenden Mobilität und äußert sich in einer geringeren Extrahierbarkeit; darüber hinaus können nicht extrahierbare Rückstände ("bound residues") gebildet werden (Pätzold & Brümmer 1999). In Labor- und Freilandexperimenten wurde der Einfluß der Mikroorganismenaktivität auf Ausmaß und Kinetik der Immobilisierung von vier Herbizidwirkstoffen in Böden anhand des Verteilungskoeffizienten zwischen adsorbierten und gelösten Rückständen (K' -Wert) untersucht.

Material und Methoden

Die untersuchten Herbizidwirkstoffe Diuron, Metolachlor, Pendimethalin und Terbutylazin weisen ein breites Spektrum physikochemischer Eigenschaften auf (Tab. 1).

Tab. 1: Eigenschaften der untersuchten Herbizide

	Diuron	Terbutylazin	Metolachlor	Pendimethalin
Formulierung	Karmex		Stentan	
$\log P_{O/W}$	2,82	3,04	3,45	5,18
L_{H_2O} (mg l ⁻¹)	42	8,5	490	0,3
pKa	-2 bis -1	2,0	k.A.	k.A.

Die Inkubationsversuche wurden mit Oberbodenmaterial einer Parabraunerde (Bodenart Ut4; C_{org} 1,7%; pH(CaCl₂) 7,1; Obstanlage) und einer Hangpseudogley-Braunerde (Bodenart Ut4; C_{org} 1,7%; pH(CaCl₂) 5,6; Acker) durchgeführt.

Die Herbizide wurden als handelsübliche Präparate auf sterilisiertes Oberbodenmaterial aus 0-5 cm Tiefe appliziert und bei konstanter Bodenfeuchte von 40 % WK bis zu 100 Tage äquilibriert. Parallel wurden mikrobiell aktive Varianten - ebenfalls bei 40 % WK - inkubiert. Außerdem wurden Bodenproben von Feldversuchen untersucht.

Ergebnisse und Diskussion

Kurz nach Zugabe der vier Herbizide zu den Bodenproben war deren Mobilität relativ hoch

(anfänglich relativ niedrige K' -Werte); dabei variierten die Verteilungskoeffizienten der Herbizide in Abhängigkeit von deren Wasserlöslichkeit und $\log P_{O/W}$ in einem weiten Bereich (nicht dargestellt). Mit fortschreitendem Wirkstoff-Abbau in den mikrobiell aktiven Varianten sank dann die Mobilität der verbleibenden Rückstände in beiden Bodenproben deutlich ab (steigende K' -Werte; Tab. 2).

Tab. 2: Verteilungskoeffizienten von vier Herbiziden nach 100-tägiger Inkubation bei 40% WK; Signifikanz der K' -Zunahme gegenüber Versuchsbeginn (T-Test): **:p = 0,95; ***: p = 0,99)

	Diuron	Terbutylazin	Metolachlor	Pendimethalin
Hangpseudogley-Braunerde				
aktiv	n.u.	10,9**	15,0**	654**
steril	n.u.	8,9	5,8	318**
Parabraunerde				
aktiv	141***	6,3	21,9**	441**
steril	7,5***	1,6	2,3	162

Eine Ursache für die zunehmende Festlegung der Herbizide ist der mikrobielle Abbau der gelösten Wirkstoffanteile bei gleichzeitig gehemmter Desorption der gealterten Rückstände. Für Terbutylazin, dessen K' -Werte sich relativ wenig änderten, konnte zwischen sterilen und aktiven Bodenproben meist kein signifikanter Unterschied festgestellt werden.

Auch in den sterilen Bodenproben wurden alle Herbizide im Laufe der Zeit stärker festgelegt, wenn auch deutlich schwächer als in aktivem Boden. Auch wenn bei Herbiziden mit geringerer Wasserlöslichkeit und höheren $\log P_{O/W}$ -Werten erwartungsgemäß ein Trend zu geringerer Mobilität festzustellen ist, besteht zwischen den Chemikalieneigenschaften und den Verteilungskoeffizienten nach 100 Tagen kein eindeutiger Zusammenhang (vgl. Tab. 1 u. 2).

Die Immobilisierung der vier Herbizide konnte in beiden Böden mit einer empirisch ermittelten, sigmoidalen Funktion vom Typ

$$K'_t = K'_{max} * (1/(1+e^{K'_{max} * a * (t-b)}))$$

beschrieben werden. Die Immobilisierung umfaßt dabei drei unterschiedliche Phasen. In einer ersten

*Institut für Bodenkunde der Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität, Nußallee 13, D-53115 Bonn; PAETZOLD@BODEN.UNI-BONN.DE

Phase nehmen die K' -Werte trotz fortschreitenden mikrobiellen Abbaus nur geringfügig zu, da die Desorption der Wirkstoffe noch nicht gehemmt ist. Mit zunehmendem Rückstandsalter wird die Desorption zunehmend erschwert (s.o.); der Wirkstoffabbau läuft aber zunächst unvermindert weiter. Die K' -Werte nehmen daher annähernd linear zu. Mit abnehmender Wirkstoffkonzentration in der Bodenlösung läßt die Rate des mikrobiellen Abbaus im weiteren Verlauf stark nach (s. Pätzold & Brümmer 1997), so daß Desorption und Abbau ein vergleichbares Ausmaß annehmen und die K' -Werte nicht weiter ansteigen. In Abb. 1 ist die Kinetik der Festlegung von Diuron in einem mehrjährigen Feldversuch (Pätzold & Brümmer 1997) dargestellt.

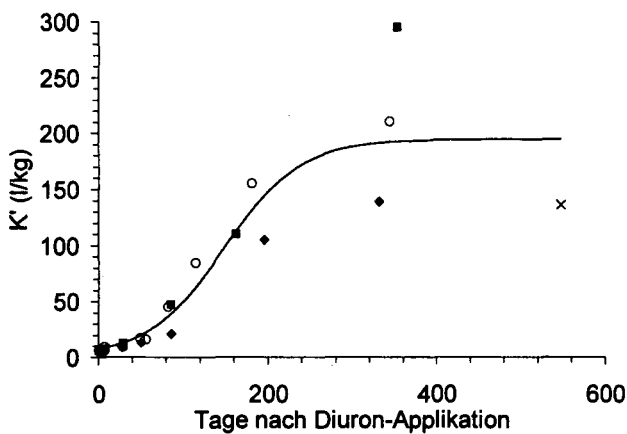


Abb. 1: Verteilungskoeffizienten von Diuron in 0-5 cm Tiefe einer Parabraunerde (Vierjähriger Feldversuch; die unterschiedlichen Symbole kennzeichnen die verschiedenen Applikationsjahre)

Während des gesamten untersuchten Zeitraums nehmen die extrahierbaren Herbizidgehalte kontinuierlich - wenn auch mit sinkender Rate - ab. Damit kann über die Verteilung der Rückstände zwischen adsorbierter und gelöster Phase keine Aussage mehr getroffen werden, sobald die Lösungskonzentration unter die analytische Nachweisgrenze sinkt. Der K' -Wert nähert sich dann einem Wert von ∞ und ist damit kein geeigneter Parameter zur Beschreibung der Chemikalienmobilität mehr. Gleiches gilt, sofern nichtextrahierbare Rückstände gebildet werden, was zumindest für Diuron (Pätzold & Brümmer 1999) und für Terbuthylazin (Schroll et al. 1992) belegt ist.

Der Verlauf der Verteilungskoeffizienten der vier untersuchten Herbizide konnte in den verschiedenen Varianten des Laborversuchs mit der o.a. Funktion beschrieben werden; während der 100tägigen Inkubation wurden allerdings meist

nur Teilabschnitte des dreiphasigen Immobilisierungsverlaufs beobachtet. So streben die K' -Werte von Diuron in sterilem Boden von Versuchsbeginn an auf einen Grenzwert zu, während in aktivem Boden bei ungehindertem Abbau ein exponentieller Anstieg erfolgt (nicht dargestellt). Die K' -Werte von Terbuthylazin nähern sich in beiden Böden einem Grenzwert; in der Parabraunerde (pH 7,1) war die Adsorption schwächer als in der Hangpseudogley-Braunerde (pH 5,6; nicht dargestellt). Möglicherweise äußert sich hier die pH-Abhängigkeit der Adsorption von Terbuthylazin (pK_a 2,0; s. Klimsa 1996). Die Mobilität von Metolachlor nimmt in der mikrobiell aktiveren Parabraunerde ($DT_{50} = 10$ d) exponentiell ab, während in der weniger aktiven Hangpseudogley-Braunerde ($DT_{50} = 20$ d) - ähnlich wie für Diuron in sterilem Boden - ein K' -Grenzwert erreicht wird (Abb. 2).

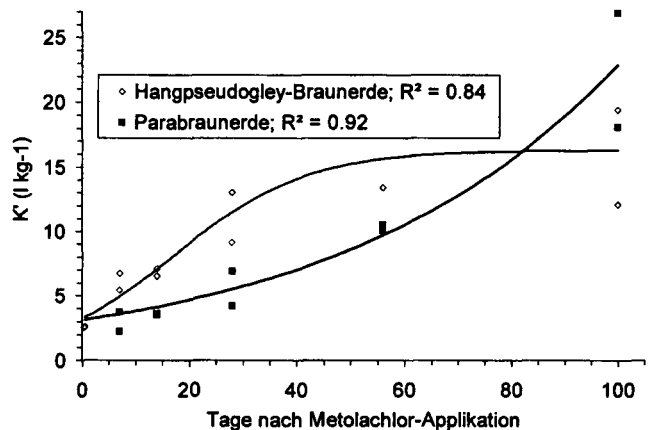


Abb. 2: Verteilungskoeffizienten von Metolachlor in mikrobiell aktiven Oberbodenproben von zwei Böden im Verlauf einer 100tägigen Inkubation bei 40% WK

Die verschiedenen Kurvenverläufe der Herbizid-Immobilisierung beruhen möglicherweise zusätzlich auf noch nicht näher untersuchten, u.a. pH-bedingten Unterschieden in der Humusqualität der Böden.

Schlußfolgerung

Die Kinetik der Immobilisierung von Herbiziden wird unter anderem durch die Raten von Desorption und mikrobiellem Abbau bestimmt und folgt einer sigmoidalen Funktion. Das Ausmaß der Festlegung ist von den Herbizideigenschaften, aber auch den Eigenschaften der Böden abhängig.

Literatur: Klimsa, K.G. (1996): Bonner Bodenkundl. Abh. 18. Pätzold, S. & G.W. Brümmer (1997): Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 160, 165-170. Pätzold, S. & G.W. Brümmer (1999): Mitt. DBG 91, 457-460. Schroll, R., T. Langenbach, G. Cao, U. Dörfler, P. Schneider & I. Scheunert, (1992): Sci. Total Environ. 123/124, 377-389.

Vorsorge gegen Bodenschadverdichtungen: Das Verfahren "SchadverdichtungsGefährdungsklassen" (SVGK)

Petelkau, Heinz*; Frielinghaus, Monika**; Seidel, Klaus**

Prämissen

Bodenschutz vor Schadverdichtung

- ♦ muss **vorbeugend** sicherstellen, dass intakte Bodenstrukturen vor unzulässiger technogener Beanspruchung bewahrt werden
- ♦ richtet sich vorrangig auf die **Ackerkrume**. Unvermeidbare Verdichtungen der Ackerkrume sind so zu begrenzen, dass sie sich durch Bodenbearbeitung und Witterungseinflüsse beseitigen lassen
- ♦ hat den unbedingten Schutz der **Unterböden** vor mechanischer Überlastung zu gewährleisten, da stark ausgeprägte Schadverdichtungen der Unterböden sehr nachhaltig oder sogar persistent sind.

Fragestellungen, Ergebnisse

Wie lässt sich der Begriff "Schadverdichtung" landwirtschaftlich genutzter Böden definieren und wie können Schadverdichtungen qualitativ und quantitativ bemessen werden?

Aus ökologischer Sicht sind Böden als schadverdichtet anzusehen, wenn die pedogene Normalverdichtung ("Gleichgewichtsdichte") infolge technogener Überlastung derart überschritten wird, dass die Produktions-Regelungs- und Lebensraumfunktionen der Böden zeitweilig oder bleibend beeinträchtigt werden. Die bestgeeignete komplexe Messgröße zur Kennzeichnung des Bodenlagerungszustands ist die Lagerungsdichte (Trockenrohdichte). Die Lagerungsdichte determiniert in substratabhängigen Grenzen das Speicher- und Leitvermögen für Wasser, Luft und Wärme sowie die Festigkeitseigenschaften der Böden in den einzelnen Horizonten und Schichten des Wurzelraumprofils. Somit hängen die Durchwurzelbarkeit des Bodens, die Wasser- und Nährstoffversorgung der Pflanzen sowie die Lebensbedingungen für Mikrobionten und Bodentiere in hohem Maße von der Lagerungsdichte ab. Auch bei bodenmechanischen Untersuchungen des Druck-Verdichtungs-Verhaltens von Böden ist die Lagerungsdichte die primäre, den belastungsabhängigen Verdichtungszustand exakt kennzeichnende Messgröße.

Die Ermittlung von *Substratspezifischen Bereichen der optimalen Lagerungsdichte* (PETELKAU et al. 1999) erfolgte experimentell in Freilandmodellversuchen des Forschungszentrums Müncheberg und der MLU Halle-Wittenberg mit unterschiedlichen Böden (von Sand bis Ton), sowie in langjährigen Modellversuchen, Vegetationsversuchen in Klimakammern und umfangreichen bodenphysikalischen und pflanzenbaulichen Messungen auf definierten Messplätzen innerhalb von Großversuchen unter strikter Beachtung methodischer Voraussetzungen bei der Lagerungsdichtebestimmung (Probenentnahme bei krümelungsfähigem Zustand der Böden im Erstverdichtungsbereich).

Wie lässt sich das Verdichtungsverhalten von Ackerböden bei kurzzeitiger Druckeinwirkung durch Fahrwerke experimentell untersuchen und modellmäßig verallgemeinern? Bei den Fahrwerkseinwirkungen durch Maschinen und Transportmittel der Feldwirtschaft handelt es sich um Momentbelastungen. An der Lastaufnahme sind das Porenwasser und -besonders auf bindigen, feuchten Böden-inkludierte Luft beteiligt (Neutralspannungen). Deshalb ist

die baugrundmechanische Methodik der ödometrischen Langzeit-Druck-Setzungs-Versuche nicht geeignet, das Spannungs-Verformungs-Verhalten von Ackerböden bei kurzzeitiger Fahrwerksbelastung im Erstverdichtungsbe- reich zu beschreiben. Mit dem im Forschungszentrum Müncheberg entwickelten "*Kompressions- und Scherfest*" (PETELKAU et al. 1999 und 2000) war es möglich, den Einfluss der Textur und des Humusgehaltes unterschiedlicher Mineralböden im Verdichtungsprozess, abhängig vom Gehalt an beweglichem Bodenwasser, treffsicher zu modellieren, wie sich in praxisnahen Feldversuchen nachweisen ließ. Als Funktion von Substrat und beweglicher Bodenfeuchte (% nFK) ergeben sich straffe quasilineare Abhängigkeiten der Lagerungsdichte vom aufgewendeten Druck. Dort, wo die Druck- Verdichtungskurven die oberen Grenzen des jeweiligen Optimalbereiches der Lagerungsdichte schneiden, ist der zulässige Druck im aktuellen Bodenfeuchtezustand ablesbar.

Welche im Komplex wirkenden Einflußgrößen müssen bei der Untersuchung und Modellierung technogener Bodenverdichtungsprozesse vorrangig berücksichtigt werden?

Von den zahlreichen inneren Faktoren, die außer der Lagerungsdichte die Stabilität des Bodengefüges beeinflussen, können im praktischen Bodenschutz vor mechanischer Überlastung nur die wichtigsten und schwer veränderbaren berücksichtigt werden: *Korngrößenverteilung (Textur), Menge der organischen Bodensubstanz., Gehalt an beweglichem Bodenwasser.* Zahlreiche andere innere Faktoren, die mit unterschiedlichem Wirkungsgrad die Stabilität des Bodengefüges beeinflussen, können weder im vorbeugenden Bodenschutz noch beim operativen Maschineneinsatz berücksichtigt werden. Zum einen unterliegen sie oft einem schnellen räumlichen oder zeitlichen Wechsel, zum anderen können sie durch den Praktiker weder aus vorhandenen Daten deduziert noch durch entsprechende Schnellmessverfahren bestimmt werden. Dies gilt grundsätzlich auch für die Berücksichtigung der Gefügeformen. In stabile Aggregate gegliederte Böden weisen zwar einen erhöhten Verformungswiderstand auf; die Fähigkeit bzw. Neigung zur Ausbildung ökologisch günstig zu wertender Absonderungsgefüge durch Quellen und Schrumpfen kolloidaler Bodenbestandteile ist jedoch an die stoffliche Zusammensetzung gebunden und wird durch die Bodenartzuordnung, den Humusversorgungsgrad und die Vorgabe substratspezifischer Lagerungsdichteniveaus hinreichend gekennzeichnet.

Der Einfluss der Fahrwerke im Verdichtungsprozeß ist ebenfalls mehrfaktoriell. Die den Verformungswiderstand des Bodens übersteigenden, im Komplex wirkenden Kräfte lassen sich in die folgenden Komponenten unterteilen:

Kontaktflächendruck, Radlast, Überrollhäufigkeit. Der Verdichtungsfaktor *Überrollhäufigkeit* hat in den Produktionsverfahren der Pflanzenproduktion einen hohen Stellenwert erreicht. Mit jeder Überfahrt erhöht sich der wirksame Bodendruck. Für die Bemessung der *Fahrwerkskontaktflächen* können vorhandene leistungsfähige Modelle genutzt werden, ebenso für die Ermittlung der Tiefenwirkung des Raddrucks (Druckfortpflanzung).

Auf welchen konzeptionellen, bodenkundlichen und technologischen Voraussetzungen basiert die Gliederung der landwirtschaftlichen Böden in SVGK?

Eine strukturschonende Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Böden ist nur möglich, wenn die Landwirte genügend Möglichkeiten haben, auf bodenartabhängige und bodenzustandsbedingte Begrenzungen der mechanischen Belastbarkeit der Böden technisch-technologisch zu reagieren. Die Voraussetzungen dafür sind seitens der Landmaschinen- und Fahrzeugindustrie zu schaffen, indem Mechanisierungsmittel für die Feldwirtschaft in genügender Typen- bzw. Modellvielfalt entwickelt und angeboten werden. Es ist jedoch sowohl aus der Sicht der landtechnischen Industrie wie auch der einzelnen Landwirtschaftsbetriebe absolut unrealistisch, eine feingestufte Anpassung an alle Bodenarten und Bodenfeuchtezustände vornehmen zu wollen. Eine pragmatische Problemlösung wird darin gesehen, die landwirtschaftlichen Böden nach ihrer Druckverträglichkeit bzw. Verdichtungsempfindlichkeit zu einer begrenzten Anzahl von

SchadVerdichtungsGefährdungsklassen (SVGK) zu gruppieren. Für die SVGK müssten speziell ausgewiesene Maschinen- und Fahrzeugsysteme bereitgestellt werden, die den standortspezifisch differenzierten Anforderungen gerecht werden und im Komplex mit bodenschonenden agronomischen und technologischen Maßnahmen (gute fachliche Praxis) den Erhalt der Bodenfruchtbarkeit gewährleisten können. Diesem Lösungsansatz folgend, sind die landwirtschaftlichen Mineralböden, zuerst am Beispiel des Bundeslandes Brandenburg demonstriert (PETELKAU et al. 2000), zu fünf SVGK wie folgt gruppiert worden:

SVGK	Schadverdichtungsgefährdung	Zuordnung der Böden nach Bodenarten-	
		gruppen	Ton %
1	gering	Lehmtone Schlufftone Tonlehme Normallehme	>30 >30 >30 >30
2	mäßig	Tonlehme Normallehme Sandlehme Tonschluffe	<30 <30 >18 >18
3	erheblich	Lehmsande Sandlehme Lehmschluffe Sandschluffe	>12 >8<18 >8 <8
4	stark	Lehmsande Sandlehme Schluffsande	>5<12 <18 <8
5	sehr stark	Lehmsande Reinsande	<5 <5

Für die Projektierung standortgerechter Produktionsverfahren und die Abschätzung ökologischer und ökonomischer Folgewirkungen sind rechnergestützte Verfahren für die Belastungsanalyse und deren Bewertung entwickelt und am Beispiel des Bundeslandes Brandenburg erprobt worden.

Schlussfolgerungen:

Vorbeugender Bodenschutz vor Schadverdichtung kann nur in der Weise realisiert werden, dass die Maschinen- und Fahrzeugausstattung der Betriebe und ihrer Kooperationspartner den Standortbedingungen angepasst wird. Das SVGK- Verfahren eröffnet die Möglichkeit, die Ackerflächen nach ihrer Schadverdichtungsgefährdung zu gruppieren und zu rayonieren. Damit lassen sich ökologisch gestützte Planungsgrundlagen sowohl für die Ausrüstungsinvestitionen der Landwirtschaftsbetriebe als auch für die Landmaschinen- und Fahrzeugindustrie schaffen. Das SVGK- Verfahren bietet auch neue Möglichkeiten für die Objektivierung der nationalen und EÜ- Förderpolitik, die auf den Erhalt der natürlichen Ressourcen und eine nachhaltige Pflanzenproduktion gerichtet ist. So könnte eine standortgerechte Mechanisierung durch direkt an konkrete Maschinen gebundene Beihilfen gefördert werden, wenn den Anforderungen der jeweiligen SVGK entsprochen wird. Mit einer derartigen Förderung könnten ökologisch bedeutsame Effekte erzielt werden:

- Das Vermeiden von Schadverdichtungen bewirkt eine um bis zu 20% bessere Verwertung von Mineraldüngern und damit eine deutliche Verminderung von Nährstoffausträgen mit dem Sickerwasser.
- Präventiver Bodenschutz vor mechanischer Überlastung beugt Erosionsschäden vor, sowohl in Hinsicht auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen selbst als auch auf die flächenexternen Folgeschäden.
- Bodenschonendes Befahren der Felder vermindert den Bodenbearbeitungsaufwand und begünstigt die Einführung konservierender Bearbeitungsverfahren mit vielen ökologischen und ökonomischen Vorteilswirkungen.
- Die Verfahren der positionsgerechten Belastungsanalyse und der Quantifizierung der Verdichtungsschäden infolge wiederholter Momentbelastungen (Überrollhäufigkeit) ermöglichen Veränderungen der Anbauverfahren und der Schlag- und Flurgestaltung zur Vermeidung von "Anschlussfahrten" und Überbeanspruchung von Regelspuren (Fahrgassen) entsprechend den spezifischen Erfordernissen der SVGK.

Literatur

Petelkau, H.; Frielinghaus, M.; Seidel, K. und Thiere, J. (1999): Indikationskonzept zur Ableitung von Schadverdichtungsgefährdungsklassen nach der mechanischen Belastbarkeit der Böden für Nordostdeutschland. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Band 91, Heft 3, S. 1499-1502.

Petelkau, H.; Seidel, K. und Frielinghaus, M. (2000): Ermittlung des Verdichtungswiderstandes von Böden des Landes Brandenburg und Bewertung von Landmaschinen und landwirtschaftlichen Anbauverfahren hinsichtlich der Beeinträchtigung von Bodenfunktionen durch die Verursachung von schwer regenerierbaren Schadverdichtungen. ZALF Müncheberg e.V., Institut für Bodenlandschaftsforschung, F- und E-Bericht im Auftrag des MUNR des Landes Brandenburg, 145 S.

Anschrift der Autoren:

- * 15566 Schöneiche, Waldstraße 72
- ** ZALF, Institut für Bodenlandschaftsforschung, 15374 Müncheberg, Eberswalder Str. 84

**Militärspezifische Bodenbelastungen –
Möglichkeiten und Grenzen der Sanierung und
Nutzung militärisch beanspruchter Landschaften**

Frank Riesbeck¹

Einleitung

Von den rund 1,1 Mio. ha militärisch genutzter Liegenschaften in Deutschland sind seit 1994 etwa 450.000 ha (davon 80 % Truppenübungs- und Schießplätze für eine zivile Nachfolgenutzung zu erkunden, zu begutachten und zu bewerten sowie in Abhängigkeit der Ergebnisse zu sanieren, zu rekultivieren, zu renaturieren, zu belassen oder gegebenenfalls zu schützen.

An repräsentativen, ausgewählten Beispielen werden Interaktionen zwischen Art der militärischen Belastungen und auf Boden- und Vegetationsentwicklung gezeigt, sowie praxisrelevante Lösungen zukünftigen Bewirtschaftung insbesondere von munitionsbelasteten Flächen aufgeführt.

Material und Methoden

In den Jahren 1991-2000 wurden auf verschiedenen Truppenübungs- und Schießplätzen in pleistozän geprägten Landschaften in den NBL umfangreiche bodenkundliche und vegetationsökologische Untersuchungen durchgeführt, um Aussagen über Art und Umfang von militärisch bedingten Bodenbelastungen sowie den Wechselwirkungen zur Ausprägung spezifischer Pflanzengesellschaften auf diesen Flächen treffen zu können.

Die bodenkundlichen Ansprachen erfolgten nach KA 4 entlang der jeweiligen repräsentativen vegetationsökologischen Aufnahmen, die durch die Ermittlung von bodenphysikalischen (Lagerungsdichte, Durchdringungswiderstand) und -chemischen Parametern (pH; Ct; Nt) ergänzt wurden.

Die vegetationsökologischen Untersuchungen erfolgten in Form der indirekten Gradientenanalyse nach DIERSEN (1990) spezifiziert von PFADENHAUER (1993).

Parallel zu diesen Untersuchungen wurden in Zusammenarbeit mit Kampfmittelräumfirmen die Belastungsgradienten mit munitionsrelevanten ferromagnetischen Störkörpern mittels Sondierungstechnologien ermittelt. Die nachfolgenden Ergebnisse sind nur Ausschnitte aus der gesamten Arbeit, die 2002 in Form einer Habilitationsschrift veröffentlicht werden.

Ergebnisse und Schlußfolgerungen

Bedingt durch jahrzehntelange intensivste Nutzung und Übernutzung dieser Landschaftsteile für militärische Ziele und Zwecke sind neben den offensichtlichen Bodendegradationen durch Abtrag und Auftrag von Oberböden, extremen Bodenverdichtungen bis 10 dm Tiefe (auf Panzertrassen: Lagerungsdichte-Werte zwischen 1,75 und 2,1 g/cm³) und durch großflächige Brandwirkungen infolge des Schießbetriebes (mit pH-Werten zwischen 3,2 und 4,6, Ct – Werten von 0,02 bis 0,3% und mit Nt – Werten von 0,01-0,12 % im Oberboden) zumeist verdeckt liegende Gefahren für das Leben und die Gesundheit der Menschen und der natürlichen Umwelt anzutreffen, wie das Vorkommen von sprengkräftiger Munition und Blindgängern sowie Kontaminationen mit organischen und anorganischen Schadstoffen (MKW, Sprengstofftypische Verbindungen, Schwermetalle u.a.).

Es ist davon auszugehen, daß ca. 60-70% der militärischen Freiflächen in Abhängigkeit ihrer historischen Nutzung, als munitionsbelastet angesehen werden können. Der Grad der Munitionsbelastung (Art der Munition, ihre flächige Verteilung (horizontal und vertikal)) sowie das von der Munition ausgehende Gefährdungspotential für den Menschen und die Umwelt ist von Standort zu Standort unterschiedlich und ist im Rahmen einer historischen Analyse im Kontext mit den naturräumlichen Faktoren zu erfassen und zu analysieren. Untersuchungen von verschiedenen Munitionsberäumungsfirmen auf unterschiedlichen Liegenschaften ergeben zusammengefaßt das in Tabelle 1 dargestellte Verteilungsbild von Metallbelastungen im Boden in Abhängigkeit der eingesetzten Waffen.

Tab. 1: Tiefenverteilung metallischer Teile in Abhängigkeit der Schießplatznutzung

Tiefe in cm	Metallfundichte in %		
	Infanterie	Panzer	Bomben
0-30	80	70	40
30-50	18	15	30
50-100	2	10	15
>100	-	5	15

Andererseits konnten sich aufgrund der Abgeschildertheit dieser Gebiete, der Nicht- bzw. extensiven forstlichen Bewirtschaftung ohne Düngung, Kalkung und Einsatz von PSM eine durch Nährstoffarmut und Versauerung gekennzeichnete und mit der Art der militärischen Nutzungsbelastung korrespondierende differenzierte Offen- und Waldlandschaften mit spezifischen landschaftsökologischen Charakter herausbilden.

¹ Humboldt-Universität zu Berlin, FG Ökologie der Ressourcennutzung, Invalidenstr. 42, 10099 Berlin (e-mail: frank.riesbeck.1@rz.hu-berlin.de)

Das Landschaftsbild der Truppenübungs- und Schießplätze prägen heute weite mosaikartig auftretende Heidekrautbestände, Silbergrasfluren sowie verschiedene Waldsukzessionsstufen über Birken - Kiefer - Vorwälder bis hin zu intakten Waldökosystemen, zumeist Stieleichen - Birkenwälder. Diese Vegetationen sind das Resultat von Sekundärsukzessionen mit vielfältigen Übergangsstadien und korrespondieren mit den differenzierten Störungen der Oberbodenprofile. Der Störungsgrad der Bodenstrukturen ist dabei abhängig von der Art- und Intensität der militärischen Nutzung. Während auf Panzertrassen extreme Bodenverdichtungen und Vegetationsfreiheit sowie Abtrag des Oberbodens infolge Winderosion festzustellen sind, so finden wir in den Zielgebieten der Schießplätze eine auf engstem Raum vegetationsmäßig differenzierte Offenlandschaft, geprägt durch Umgrabungen, Übersandungen und Überwehungen, Zerstörung der organischen Bodensubstanz und z.T. der Vegetation durch Brände infolge von Detonationen (Tab. 2).

Tab. 2: Wirkung unterschiedlicher Bodenstörung durch militärische Nutzung armer Sandstandorte unter Sukzession

Bodenstörung	Pflanzen- gesellschaft	Sukzessions- relikte	Sukzessions- pioniere
Abtrag Oberboden / Verdichtung	Silbergrasflur (Corynephorion)	-----	Weiches Honiggras
Störung der Humuswirkung Verwehung	Sand-Heidekrautheide (Genistion)	Frühlings-Spergel Bauernsenf Silbergras Kl. Habichtskraut	Hänge-Birke Gemeine Kiefer Stiel-Eiche Draht-Schmiele
Bodenaushub und Grabungen	Birken- Stieleichenwald (Betulo-Quercetum roboris)	Besenheide Gem. Ferkelkraut Gem. Hainbinse Echter Ehrenpreis	-----
Brandwirkung/ Humusstörung	Sand-Heidekrautheide (Genistion)	Silbergras Kl. Habichtskraut	Draht-Schmiele Land-Reitgras

Der Erhalt dieser Wald- und Offenlandschaft in ihrer Differenziertheit, wie in vielen Naturparkkonzeptionen vorgesehen und gefordert, bedingt bei Beendigung der militärischen Nutzung adäquate Maßnahmen der Bodenbeeinflussung, um der Sukzession zu einer alleinigen Waldgesellschaft Einhalt zu gebieten.

Das von der Munition ausgehende Gefahrenpotential verhindert die Durchführung notwendiger Rekultivierungsmaßnahmen bei geplanter forstwirtschaftlicher Nachfolgenutzung aber auch die genannten notwendigen Landschaftspflegemaßnahmen im Rahmen des Natur- und Landschaftsschutzes zur Erhaltung von Heideflächen und Trockenrasengesellschaften.

Grundvoraussetzung für eine zivile Nachfolgenutzung ist eine oberflächennahe Munitionsberäumung (30-60 cm Tiefe), um eine Begeh- und Befahrbarkeit dieser Flächen zu gewährleisten. Sind Baumaßnahmen z.B. im Rahmen von Infrastrukturmaßnahmen vorgesehen ist eine vollständige Munitionsfreiheit auch in tiefer liegenden Schichten zu garantieren.

Betrachtet man die herkömmlichen Verfahren der Munitionsberäumung, deren Kosten und insbesondere deren Flächenleistung sowie die zur Beräumung bereitstehenden finanziellen Mittel, würden ca. 150-200 Jahre vergehen um die letzte Liegenschaft zivil nutzen zu können.

Die **gegenwärtigen Verfahren** basieren einerseits auf hochgradig entwickelten Metallsuchdetektoren mit digitalen Auswertetechniken und andererseits auf Handarbeit bzw. technischen Hilfsmitteln (Bagger) bei der Bergung der Metallteile.

Dies hat einerseits eine Personengefährdung des Räumpersonals und andererseits aufgrund der **geringen Flächenleistung pro Person exorbitante Kosten** zur Folge.

Entwicklung eines Verfahrens zur maschinellen Munitionsberäumung

Die Munitionsbelastung und das dadurch vorhandene Gefahrenpotential und die Kosten der bisherigen Verfahren bedingen neue Methoden und Verfahren der Landschaftspflege und der forstlichen Bewirtschaftung munitionsbelasteter Flächen.

Diese Betrachtungen führten zur Entwicklung eines maschinellen Munitionsberäumungsverfahrens, welches in den letzten Jahren erprobt und in Kombination mit Rekultivierungs- bzw. Renaturierungsverfahren praxisrelevant eingesetzt sowie hinsichtlich seiner Wirkungsweise und seiner ökosystemaren Auswirkungen bewertet wird

Durch die Entwicklung und Anwendung dieses maschinellen Munitionsberäumungsverfahrens konnten die Kosten für die Munitionsberäumung um ca. 50% pro Flächeneinheit reduziert und gleichzeitig eine 10-fach höhere Flächenleistung erzielt werden. Nach maschineller Munitionsberäumung können effektiv und kostengünstiger maschinelle Rekultivierungsverfahren eingesetzt bzw. Landschaftspflegemaßnahmen durchgeführt werden.

Literatur

- Dierssen, R., 1990: Einführung in die Pflanzensoziologie, Berlin
- Pfadenhauer, J., 1993: Vegetationsökologie, Eching
- Sauerbrey, R.; Eschner, D.; Riesbeck, F., 1997: Militärische Altlasten-Nachfolgenutzung ehemals militärisch genutzter Flächen. Humboldt-Spektrum. 4.Jhg. H. 1/97; HU-Berlin, 20-25

BODENSCHUTZFACHLICHE KRITERIEN FÜR DEN NATURSCHUTZ

Brigitte Roth, Kirsten Adam-Schumm, Norbert Billen & Karl Stahr*

HINTERGRUND

Im Bundes-Bodenschutzgesetz ist die nachhaltige Sicherung bzw. Wiederherstellung der Bodenfunktionen verankert. Der Schutz des Bodens kann z.B. mit den Instrumenten des Bundesnaturschutzgesetzes (BNatSchG) erfolgen. Bislang wurden Böden nur indirekt vom Naturschutz als Naturschutzgebiet (NSG) oder Naturdenkmal (ND) „mitgeschützt“.

ZIELSETZUNG

Ziel ist die Festlegung der bodenkundlichen Kriterien, die zum Schutz von Böden mit Archivfunktion der Naturgeschichte führen können. Damit soll die Grundlage für deren Ausweisung zum NSG oder ND geschaffen werden. Im folgenden werden die relevanten bodenschutzfachlichen Kriterien dargelegt und diskutiert. Die jeweilige Bewertung erfolgt nach bestehenden Bewertungsverfahren. Angestrebt wird eine möglichst einfache Durchführung.

VORGEHEN

Die Ermittlung der Schutzwürdigkeit von Böden mit Funktion als Archiv der Naturgeschichte kann in Anlehnung an die Schutzgründe des BNatSchG erfolgen. Schutzzweck ist die Erhaltung der Vielfalt bzw. Bewahrung von seltenen Böden als Archiv der Naturgeschichte. Diese kann aufgrund von wissenschaftlichen oder naturgeschichtlichen Gründen erfolgen, wobei besondere Eigenart oder Schönheit von Böden zusätzliche Gründe darstellen. Die Bewertung der Schutzwürdigkeit beruht dabei auf bodenschutzfachlichen Kriterien. Eine Schutzgebietsausweisung kann nach Abwägung der Schutzbedürftigkeit bzw. Gefährdung erfolgen.

ASPEKTE DER WERTBESTIMMENDEN KRITERIEN

Basierend auf der „Seltenheit“ ist die Ableitung von Schutzbedürftigkeit und Gefährdung einfach. Mittels einer Flächenanalyse kann die Verbreitung von Bodentypen und -gesellschaften ermittelt werden.

Die Beurteilung der Seltenheit von Böden ist eng verknüpft mit dem Bezugsraum (Bodenregion, Landkreis, Nation...) und einem Grenzwert für den Flächenanteil zur Bestimmung der Wertstufe. Stasch et al. (1991) und Blume (2000) bewerten die Seltenheit von Bodengesellschaften auf einer 5-stufigen Skala (Tab. 1). In Niedersachsen z.B. wird ein Bodentyp als selten bezeichnet, dessen Vorkommen/Flächenanteil in einem Planungsgebiet bzw. landesweit unter 0,5% der Gesamtfläche liegt¹.

Voraussetzung für die Bewertung ist eine vollständige Flächenanalyse. Die Festlegung von statistischen

Grenzwerten zur Beurteilung der Wertstufe der Seltenheit“ sollte über verschiedene Fallbeispiele maßstabsabhängig (Bezugsraum) erarbeitet und diskutiert werden. Insbesondere in heterogenen Räumen können viele verschiedene Bodentypen mit sehr geringen Flächenanteilen vorkommen.

Tabelle 1: Bewertungsstufen für die Seltenheit eines Bodens

Kategorie	Anteil % der Gesamtfläche		Wertstufe
	Stasch et al. (1991)	Blume (2000)	
Kartengrundlage	1:50 000	1:1 Mill.	
sehr selten	< 0,1	< 0,2	1
selten (<i>aber regional häufig</i>)	0,1-0,3	0,2-0,7	2
mäßig (<i>verbreitet</i>)	0,4-1,0	0,7-1,3	3
häufig	1,1-5,0	1,3-3,0	4
sehr häufig	> 5,0	> 3,0	5

Wie Bosch (1994) darlegt, ist die Flächenanalyse bundesweit nicht durchführbar, da die Datengrundlagen bzw. Karten nicht einheitlich vorhanden sind. Allerdings kann die Flächenausdehnung eines Bodens von Experten geschätzt werden. Insbesondere können lokale Besonderheiten, welche in einer Karte mit Maßstab 1:50 000 der Generalisierung zum Opfer fallen, sehr selten und schutzwürdig sein.

Aufschlüsse, welche Böden in ihrer Beschaffenheit preisgeben, können ebenfalls selten in einer Landschaft vorkommen. Diese seltenen Aufschlüsse können auch repräsentative, charakteristische Böden einer Landschaft dem Betrachter als Archiv der Naturgeschichte eröffnen. Besonders fossile Böden, welche „naturgemäß nur in Aufschlüssen zu beobachten“ (Stemme et al. 1982) sind, können bei entsprechender Beurteilung der Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit einen besonderen Schutzstatus als ND erhalten. Eine Rote Liste Böden könnte dabei als Grundlage für die Bestimmung der Schutzwürdigkeit von Böden dienen, welche parallel zur Flächenanalyse Bestand hat bzw. basierend auf Expertenwissen und Flächenanalyse fortgesetzt werden kann.

Zusätzlich zur Seltenheit der Bodenverbreitung oder eines Bodenaufschlusses ist die Seltenheit von Böden im Hinblick auf die „Wiederherstellbarkeit“ und die „Naurnähe“ zu beurteilen.

Je geringer die Möglichkeit der Wiederherstellbarkeit umso wertvoller und damit schutzwürdiger ist ein Boden.

*Institut für Bodenkunde und Standortslehre (310)
Universität Hohenheim, 70593 Stuttgart.
Kontakt: rothbrig@uni-hohenheim.de

¹Quelle: www.bgr.de/N2/Texte/ERLB50/bueckbg13.htm
(24.01.01)

Die Wiederherstellbarkeit kann aus dem Ausgangsmaterial und dem Alter eines Bodens abgeleitet werden (Tab. 2). Mit der Wiederherstellbarkeit wird der Unterschied zwischen natürlich entwickelten Böden und Kultosolen deutlich. So können bspw. Kultosole aus technogenen Substraten sehr wenig verbreitet sein. Da diese jedoch innerhalb weniger Jahre wiederherstellbar sind, ist die Schutzwürdigkeit als Archiv der Naturgeschichte nicht gegeben.

Tabelle 2: Bewertung der Wiederherstellbarkeit eines Bodens (Stasch et al. 1991)

Wiederherstellbarkeit					
Ausgangsmaterial	sehr gering	gering	mittel	hoch	sehr hoch
	Entwicklungsdauer (Jahre)				
natürlich	>10.000	>1.000	>500	>100	<100
Wertstufe	1	2	3	4	5

Ein wesentliches Kriterium hinsichtlich der Bewertung der Schutzwürdigkeit von Böden ist der Grad der Natürlichkeit. Nach Stasch et al. (1991) eignen sich die Hemerobiestufen als Maßstab zur Kennzeichnung des Natürlichkeitsgrades. Diese geben an, in welcher Art und Intensität mit einer menschlichen Veränderung im ursprünglichen Ökosystem gerechnet werden muß. Der anthropogene Einfluss umfasst dabei unterschiedliche Aspekte wie z.B. typologische Veränderungen infolge Erosion (geköpfte Profile) oder Auftrag natürlicher und technogener Substrate infolge Bautätigkeiten (überschüttete Profile). Physikalische Einwirkungen wie Be- und Entwässerung oder Bodenverdichtung finden dabei ebenso Beachtung wie die Zufuhr von Schad- oder Nährstoffen. Jeder dieser Gesichtspunkte kann separat in Hemerobiegrade eingestuft werden.

Bewertungsansätze hierzu liegen vor von Stasch et al. (1991), Bundesverband Boden (1999), Gröngroft et al. (1999), Lorz & Opp (2000). Als einfache Bewertung der Naturnähe von Böden kann die Zusammenstellung des Bundesverbandes Boden (1999) herangezogen werden (Tab. 3). Die Beurteilung der Nähr- und Schadstoffzufuhren für Böden mit Archivfunktion der Naturgeschichte betrachten wir als vernachlässigbar, sollte sie allerdings bei speziellen Fragestellungen berücksichtigt werden (z.B. Schwermetallgehalte in Paläoböden als Referenzwerte für Belastung eines rezenten Bodens). Hochkontaminierte Böden besitzen in der Regel keine Archivfunktion.

Tabelle 3: Bewertung der Naturnähe (nach Bundesverband Boden, 1999, verändert)

Naturnähe	Charakteristik	Wertstufe
sehr hoch	<ul style="list-style-type: none"> • gewachsenes Profil ohne sichtbare Veränderung der Bodenhorizonte • nicht entwässert • unverdichtet • unversiegelt 	1
hoch	<ul style="list-style-type: none"> • gewachsenes Profil mit durch Bewirtschaftung veränderte Bodenhorizonte (0-30 cm) • leichte Grabenentwässerung • unversiegelt 	2
;	;	;

Wissenschaftliche Bedeutung, Eigenart oder Schönheit sind zusätzliche subjektive Bewertungskriterien, welche die Schutzwürdigkeit von Böden oder auch die Schutzbedürftigkeit verstärken. Sie dienen der Abwägung zwischen verschiedenen, jedoch gleichartig gestalteten Schutzobjekten. Beispielsweise kann zwischen zwei verschiedenen Aufschlüssen, welche den gleichen charakteristischen Bodentyp offenbaren aufgrund des Zustandes oder der besondern Ausprägung der Merkmale der "bessere" bzw. „schönere“ unter Schutz gestellt werden.

Die Beurteilung der **Schutzbedürftigkeit** von Böden kann in Anlehnung an Ad-hoc-AG Geotopschutz (1996) erfolgen. Im Hinblick auf den Schutz von Böden mit Funktion als Archiv für Naturgeschichte bedarf es unserer Ansicht nach keiner Modifikationen.

AUSBLICK

Die bodenschutzfachlichen Kriterien werden in einer einfachen Handlungsanweisung aufgeführt. Diese soll der Erfassung von schutzwürdigen Böden dienen wobei bestehende Bewertungsverfahren mit einbezogen werden. Basis der Handlungsanleitung ist ein Rechtsgutachten², das die instrumentellen Möglichkeiten der NSG/ND-Ausweisung von Böden als Archiv für Naturgeschichte eröffnet. Zudem soll eine Rote Liste Böden seltener Böden erstellt werden. Dadurch wird u.a. die Begründung der Schutzwürdigkeit erleichtert.

LITERATUR

Ad-hoc-AG Geotopschutz (1996): Arbeitsanleitung Geotopschutz in Deutschland. Hrsg.: Bundesamt für Naturschutz. Angew. Landschaftsökologie 9.

Blume, H.-P. (2000): Ökologische Bewertung städtischer Biotope. Mitt. d. DBG. 93: 11-14.

Bosch, C. (1994): Versuch einer „Roten Liste natürlicher Böden“ zum Schutz von Seltenheit und Naturnähen von Böden. In: Rosenkranz et al. (Hrsg.): Bodenschutz. Band 2. Kennzahl 7050:1-9.

Bundesverband Boden (1999): Bodenschutz in der Bauleitplanung. Endbericht Stand 10/1999. 72 S. Berlin.

Gröngroft, A., Hochfeld, B. & Miehlich, G. (1999): Funktionale Bewertung von Böden bei großmaßstäbigen Planungsprozessen. Kurzfassung. Hrsg.: Umweltbehörde Hamburg. 2. Auflage. Hamburg. 46 S.

Lorz, C. & Opp, C. (2000): Hemerobiegrad und Seltenheit als Bewertungskriterien von Böden, dargestellt an Bodencatenen. Geowiss. Mitt. Thüringen, Beih. 10: 53f.

Stasch, D., Stahr, K. & Sydow, M. (1991): Welche Böden müssen für den Naturschutz erhalten bleiben. Berliner Naturschutzblätter 35 (2): 53-64.

Stremme, H.E., Felix-Henningsen, P., Weinhold, H. & Christensen, S. (1982): Paläoböden in Schleswig-Holstein. In: Inventur der Paläoböden in der Bundesrepublik Deutschland. Geol. Jb. Reihe F. H. 14: 311-361.

²Das Rechtsgutachten (unveröffentlicht) wurde im Rahmen dieses F+E-Vorhabens von E. Schlabach, FH Kehl, erstellt.

Veränderung der Boden- und Bodensubtypen in den Mooren Brandenburgs

Robert Sauerbrey, Horst Lehrkamp**

Die Moore des Bundeslandes Brandenburg haben nach den Ergebnissen der Bodenschätzung, BOLLOW (1954) und der großmaßstäbigen Moorkartierung, LEHRKAMP (1990), einen Flächenumfang von 211.000 ha. Damit zählt das Land Brandenburg zu den moorreichsten Gebieten in Deutschland.

Aufgrund der geomorphologischen und klimatischen Bedingungen entstanden vorwiegend flachgründige Versumpfungsmoore. Die nachfolgende Tabelle 1 gibt die Verteilung der hydrologischen Moortypen wieder:

Tabelle 1: Verteilung der hydrologischen Moortypen in Brandenburgs (LEHRKAMP 1990)

Hydrologischer Moortyp	ha	%
Versumpfungsmoor	155.000	73,5
Durchströmungsmoor	124.000	11,4
Verlandungsmoor	20.000	9,5
Quellmoor	5.000	2,3
Überflutungsmoor	4.000	1,9
Kesselmoor	3.000	1,4
Gesamt	211.000	100,0

Im Zeitraum zwischen 1953 und 1973 wurden für die Planung und Projektierung von Moormeliorationen alle großen Moore großmaßstäbig im Raster 100 x 100 m bodenkundlich untersucht. Nach der TGL 24 301 und ihren Vorläufern waren dabei Standorte mit einer Torfmächtigkeit größer/gleich 2 dm als Moore anzusprechen. Die Ergebnisse dieser Moorkartierung, die den damaligen Stand der Moormächtigkeit und deren Verteilung widerspiegelt, zeigt Tabelle 2:

Tabelle 2: Verteilung der Moormächtigkeit in Abhängigkeit vom hydrologischen Moortyp (LEHRKAMP 1990)

Moortyp	Tiefe in dm		
	2 - 4	4 - 8	>8
Versumpfungsmoor	53.010	49.600	52.390
Verlandungsmoor	1.360	2.780	15.560
Durchströmungsmoor	1.008	1.488	21.504
Überflutungsmoor	180	112	3.708
Gesamt	55.558	53.980	93.462

Geht man davon aus, dass nach der Bodenkundlichen Kartieranleitung (KA4) ein Standort erst ab 3 dm Moormächtigkeit den Mooren zu zurechnen ist, und dass seit der großmaßstäbigen Moorbodenaufnahme 30-50 Jahre vergangen sind, so ist anzunehmen, dass die flachen Moorbereiche von 2-4 dm und 4-8 dm in den Versumpfungsmooren durch Torfmineralisation in andere Bodentypen und -subtypen umgewandelt wurden. Zum Nachweis dieser Entwicklung wurden 3 typische Niedermoores Brandenburgs ausgewählt und auf der

Grundlage der Alt-Moorbodenkartierung vergleichende Untersuchungen angestellt.

Das 55.000 ha umfassende **Havelländische Luch** ist ein typisches Versumpfungsmoor im Berliner Urstromtal. Die Moorbildung vollzog sich im Flachwasserbereich und begann vor 14.000 Jahren (MUNDEL 1969). Dazwischen lagen Perioden verminderter und vermehrter Moorbildung. In den Geländevertiefungen liegen unter den Torfen Ton-, Schluff- und Detritusmudden, im anderen Falle liegen die Torfe direkt den Talsanden auf. Die nachfolgende Tabelle 3 zeigt die Moormächtigkeitsverteilung zum Zeitpunkt der Aufnahme 1964/68 in einem Teilbereich des Havelluchs:

Tabelle 3:

Moormächtigkeitsverteilung im Havelluch (in dm)			
	2 - 4	4 - 8	>8
ha	842,0	1.170,5	3.456
%	18,9	26,2	54,9

Das **Obere Rhinluch** als Teil des 37.000 ha umfassenden Rhinluchs hat sich als typisches Versumpfungsmoor in einer Verbreiterung des Eberswalder Urstromtales gebildet. Tiefer gelegene Flächen im zentralen Teil entstanden als Verlandungsmoor. Die Moorsubstrate bestehen überwiegend aus Schilftorfen. In den flachgründigen Bereichen liegen die Torfe, die hier auch Seggen- und Holzbeimengungen enthalten, direkt den gut durchlässigen Talsanden auf. Im Bereich der Verlandungsmoore liegt eine nur geringmächtige Torfschicht den unterliegenden Kalkmudden auf.

Tabelle 4:

Moormächtigkeitsverteilung im Oberen Rhinluch				
	2 - 4 dm	4 - 8 dm	> 8 dm	gesamt
ha	1.645,6	3.586,3	5.024,5	10.256,4
%	16,0	35,0	49	100,0

Das engere **Randow-Welse-Bruch** mit etwa 6000 ha entstand im Tal der Randow und Welse, einem ehemaligen Urstromtal. Die intensivste Moorbildung erfolgte, als die Litorinasenkung der Ostseeküste mit dem Klimaabschnitt des Atlantikums zusammenfiel. Durch den von der Küstensenkung verursachten Rückstau der Flüsse wurden die Torfbildungen periodisch überstaut und von Mudden überdeckt. Dies führte zu Moorprofilen, in denen sich Torfe und Mudden mehrmals abwechseln. Charakteristisch für das Gebiet ist die häufige Verzahnung der hydrologischen Moortypen Versumpfungs-, Verlandungs- und Durchströmungsmoor.

Tabelle 5:

Moormächtigkeitsverteilung im Randow-Welse-Bruch				
	2 - 4 dm	4 - 8 dm	> 8 dm	gesamt
ha	286	705	4.527	5.518
%	5,2	12,8	82	100,0

Die Moorsubstrate bestehen aus Schilf- und Seggentorfen, sowie Detritus- und Kalkmudden. Wie Tabelle 5 zeigt, überwiegen im Randow-Welse-Bruch die tiefgründigen Moorstandorte (LEHRKAMP 1987), bei denen

* Institut für Pflanzenbauwissenschaften der Humboldt-Universität zu Berlin, Invalidenstraße 42, 10115 Berlin

Veränderungen von Bodentyp und -subtyp im wesentlich geringerem Umfang als bei den flachgründigen Standorten auftreten.

Die zu beobachtenden Veränderungen des Bodentyps Niedermoor begründen sich durch:

- Änderung des Subtyps:
z.B.: Erdniedermoor → Mulmniedermoor
- Erhöhung des Mineralstoffgehaltes im Oberboden mit der Zuordnung:
Glührückstand < 70 M% = Torf
Glührückstand ≥ 70-85 M% = Anmoor
Glührückstand > 85 M% = Mineralboden
- Torfmineralisation von 0,5 - 1 cm/a und damit Abnahme der Moormächtigkeit.

Beispielsweise untergliedert sich der Bodentyp Niedermoor (HN) im Zuge der Bodenentwicklung vom Normsubtyp (HNn) über Erdniedermoor zum Mulmniedermoor.

Tab. 6: Subtypen des Bodentyp Niedermoor

HNn	Normniedermoor	(nHw)	nHr
HNv	Erdniedermoor	nHv/(nHt)/nHw/nHr	
HNvv	Mulmniedermoor	nHm/nHa/nHt/nHw/nHr	

Ein Beispiel dieser in relativ kurzer Zeit stattgefundenen Entwicklungen zeigt die nachfolgende Tabelle.

Tab. 7:
Veränderung der Bodenform in 36 Jahren (nach KA 4)
Oberes Rhinluch Profil 3/76

1964		
Subtyp:	Erdniedermoor	
Substrattyp:	og-Hn/f-s	
Bodenform:	Hnv.og-Hn/f-s	
Schichtenfolge:	-/8	
Tiefe (dm)	Substrat	Horizont
2,5	Hav	nHv
5,0	Hnr, H5	nHt
7,0	Hnle, H4	nHr
8,0	Hnle, H6	nHr
10,0	mSgs	Gr

2000		
Subtyp:	Mulmniedermoor	
Substrattyp:	og-Hn/f-s	
Bodenform:	HNvv.og-Hn/f-s	
Schichtenfolge:	-/5,5	
Tiefe (dm)	Substrat	Horizont
2,0	Ham	nHm
4,0	Ha, H8	nHa
5,5	Hnle, H6	nHt
10,0	mSgs	Go

Die Bodenbeschreibung von 1964 wurde von der Kennzeichnung nach TGL 24 301 auf die Nomenklatur der KA 4 umgeschrieben.

Damit verbunden sind wesentliche Veränderungen der bodenphysikalischen Eigenschaften, wie beispielsweise des Porenvolumens und der Porengrößenzusammensetzung, der gesättigten und ungesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (SAUERBREY, ZEITZ 1999). Mit dem dadurch zumeist ungünstig gewandelten standortspezifischen Wasserhaushalt ist in der Regel ein erheblicher Verlust an Bodenfruchtbarkeit und Eignung für die landwirtschaftliche Nutzung verbunden.

Weiter fortschreitender Torfverzehr durch Mineralisierung der organischen Substanz, wie Tabelle 8 zeigt, führt dann zur Umwandlung der Moor- in mineralische Folgeböden (Gleye). Deren landwirtschaftliche Eignung ist bei gut wasserleitendem Untergrund und Möglichkeit zur Grundwasserregulation gegenüber Standorten mit Mulmniedermoor als wesentlich günstiger einzuschätzen.

Tab. 8:
Veränderung der Bodenform in 36 Jahren (nach KA 4)
Havelluch Profil 1/47

1964	
Subtyp:	Erdniedermoor
Substrattyp:	og-Hn/f-s
Bodenform:	Hnv.og-Hn/f-s
Schichtenfolge:	-/4

Tiefe (dm)	Substrat	Horizont
2,0	Hav	nHv
3,0	Ha, H9	nHa
4,0	Hnr, H5	nHt
6,0	mSfs	Go
10,0	mSfs	Gr

2000		
Subtyp:	(r) Moorgley	
Substrattyp:	og-Hn/f-s	
Bodenform:	HN-GH.og-Hn/f-s	
Schichtenfolge:	-/2	
Tiefe (dm)	Substrat	Horizont
2,0	Ham	nHm
8,0	mSfs	rGo
10,0	mSfs	Gr

Literatur:

BOLLOW, K. H. (1954): Übersicht über das Mineral- und Moorbodenverhältnis und über die Moornutzung lt. Bodenschätzung, Berlin
 LEHRKAMP, H. (1987): Die Auswirkungen der Meliorationen auf die Bodenentwicklung im Randow-Welse-Bruch, Dissertation A; Humboldt-Universität zu Berlin, Sektion Pflanzenproduktion
 LEHRKAMP, H. (1990): Die Verteilung der landwirtschaftlich genutzten Moorstandorte in den ostdeutschen Bundesländern, Institut für Bodenfruchtbarkeit und Landeskultur, Nr. 3, Humboldt-Universität zu Berlin
 SAUERBREY, R., ZEITZ, J.: Moore, Handbuch der Bodenkunde, Lose-Blatt-Ausgabe 6. Erg. Lfg. 7/99, ecomed Landsberg

Integrierter Landbau – ein Konzept zur nachhaltigen Landnutzung ?

Schleuß, Uwe¹, Nils Cramer¹ & Horst-D. Koch²

1. Einleitung

Landnutzung beeinflusst die Strukturen und Funktionen von Landschaften, besonders der Kompartimente Böden, Wasser, Luft, Flora und Fauna (Bork et al. 1998). Für den Begriff „Nachhaltige Landnutzung“ gibt es inzwischen eine Vielzahl unterschiedlicher Definitionen (Christen 1999), wobei im folgenden der Definition von Werner (1995) gefolgt wird, wonach bei „nachhaltiger Landnutzung“ die Stoffkreisläufe möglichst effizient gestaltet und die Produktivität sowie Puffer- und Regenerationsfähigkeit des Systems auf lange Zeit aufrecht erhalten werden können. Nachhaltigkeit setzt die Integration ökologischer, ökonomischer und sozialer Ziele voraus. Integrierter Landbau soll die Anwendung und Fortentwicklung integrierter Produktionstechniken wie beispielsweise biologische Schädlingsbekämpfung, Fruchtfolgen, Bodenbearbeitung, Nährstoffzufuhr unter ökologischen und ökonomischen Aspekten beinhalten.

2. Material und Methoden

Das Modellprojekt „Integrierter Landbau“ (Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein 2001) wurde von 1991 -2000 auf einer 44 ha grossen Fläche eines landwirtschaftlichen Betriebes mit den Betriebsschwerpunkten Ackerbau und Schweinemast durchgeführt. Zum Vergleich wurden Flächen mit langjähriger Weizen-Monokultur und biologisch-organischer Bewirtschaftung herangezogen. Die Untersuchungsflächen liegen im Übergangsbereich von Holsteinischer Vorgeest und Ostholsteinischem Hügelland in Schleswig-Holstein (Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein 2000) und sind durch stark

schwankende Boden- und Reliefverhältnisse gekennzeichnet.

Ausgangssubstrate der Bodenbildung sind glazigene Geschiebesedimente, fluvioglaziale Sande, limnische und organogene Sedimente sowie Abschwemmassen, aus denen sich bodentypologisch Parabraunerden, Braunerden, Pseudogleye, Kolluvisole, Gleye und Anmoorgleye entwickelt haben. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt im langjährigen Mittel 8,2° C, die durchschnittliche Jahresniederschlagsmenge liegt bei 810 mm.

3. Ergebnisse und Diskussion

Es sind erhebliche Unterschiede in den Teilflächenerträgen und in der Nährstoffversorgung zu verzeichnen. Beim Nährstoff P lässt sich bei konsequenter Anwendung einer Entzugsdüngung in Abhängigkeit von Bodenart und Humusgehalt eine signifikante Verringerung der Gehalte an DL-löslichem P₂O₅ im Boden von 1991 bis 2000 feststellen. Teilweise sanken die Gehalte je nach Bodenartkollektiv im Vergleich der Mittelwerte um bis zu 9 mg / 100 g Boden. Bei der Erstaufnahme lagen die P-Werte durchschnittlich im oberen Bereich der Versorgungsstufe C, während sie im Jahre 2000 durchschnittlich immer noch im mittleren Bereich der Versorgungsstufe C liegen (s. Tab. 1). Trotz des rückläufigen Einsatzes der P-Düngung sind die Erträge deutlich gestiegen.

Im 3-jährigen Untersuchungszeitraum von 1997/98 bis 1999/2000 wurden deutlich höhere Nitratausträge bei der Weizen-Monokultur (\bar{x} 73 kg/ha) als bei integrierter (\bar{x} 42 kg/ha) bzw. biologisch-organischer (\bar{x} 32 kg/ha) Bewirtschaftung festgestellt (s. Abb. 1).

¹ Bildungs- und Beratungszentrum Rendsburg, Am Kamp 9, 24783 Osterrönfeld, e-mail: uschleuss@lksh.de

² Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt, Gutenbergstr. 75-77, 24118 Kiel

Tab. 1: Entwicklung der P-Gehalte (in mg P₂O₅ / 100 g Boden) im Zeitraum 1991 - 2000

Jahr	2000	1991	2000	1991	2000	1991	2000	1991	2000	1991
Bodenart	sL	sL	hsL	hsL	IS	IS	hIS	hIS	shS	shS
n	104	104	8	8	17	17	13	13	5	5
min	12	15	17	25	13	17	14	18	20	24
max	46	50	32	40	34	42	31	48	23	35
\bar{x}	24,3	27,8	26	31,5	24,1	27,3	21,2	30,5	21	28,6
Median	25	27	26	32	24	27	21	30	21	27
s	6,38	5,72	4,47	5,40	6,85	6,65	5,54	9,02	1,22	4,72

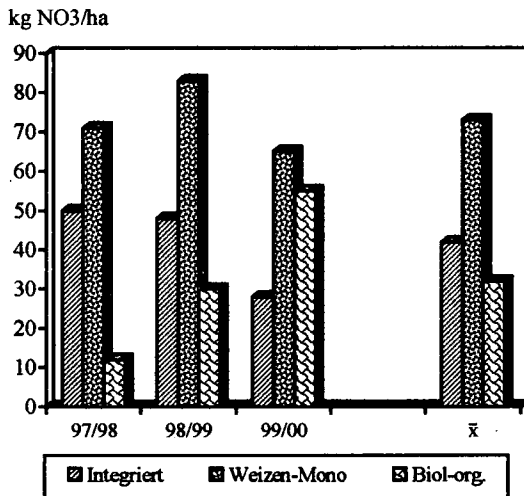


Abb. 1: Nitrataustrag über Drainwasser

Wassererosion bleibt eine latente Gefahr für Teile der Untersuchungsfläche, vornehmlich in den Fahrspuren und an den Hängen durch quellenartig austretende Vernässungen.

Tab. 2: Erosion/Akkumulation im Winterhalbjahr 93-94 in Abhängigkeit der Nutzung (Cramer 1996, verändert)

	W-Raps	W-Weizen
ha	13,50	8,25
umgelagertes Sediment m ³	20,85	8,75
umgelagertes Sediment* t	31,28	13,13
Sediment / ha m ³	1,55	1,06
Sediment / ha* t	2,33	1,59

bei $\delta B = 1,5 \text{ g/cm}^3$

Dazu werden die nach dem Winterhalbjahr 1993/94, das durch besonders erosionsfördernde Witterungsbedingungen gekennzeichnet war, ermittelten Verlagerungen in Tab. 2 dargestellt.

Der Gehalt an mikrobieller Biomasse ist durch Gülleddüngung gesteigert worden (Menzel & Dilly 1999).

Bei den Regenwürmern und Enchyträen ist die Artenanzahl bei den einzelnen Standorten nur geringfügig unterschiedlich, ein signifikanter Bewirtschaftungseinfluß ist nicht zu ermitteln. Keine signifikanten Unterschiede konnten bei den Carabiden zwischen integrierter und biologisch-organischer Bewirtschaftungsweise festgestellt werden, bei Weizen-Monokultur wurde allerdings eine deutlich geringere Artenanzahl analysiert.

4. Fazit

Die angemessene Abwägung acker- und pflanzenbaulicher Maßnahmen im Rahmen des Integrierten Landbaus kann wichtige Ansätze für die nachhaltige Landnutzung bieten.

5. Literatur

Bork HR, Bork H, Dalchow C, Faust B & Schatz T (1998): Landschaftsentwicklung in Mitteleuropa. Klett-Perthes, Gotha, 328 S.
 Christen O (1999): Nachhaltige Landwirtschaft. Institut für Landwirtschaft und Umwelt (Hrsg.), 80 S.
 Cramer B (1996): Erosion-Sedimentverlagerung. BM 496/497: 5358
 Landwirtschaftskammer Schleswig-Holstein (Hrsg., 2001): Ökologisch-ökonomische Auswirkungen des Integrierten Landbaus. BM, 552/553: 1-123
 Menzel A & Dilly O (1999): Metabolismus der mikrobiellen Biomasse in Ackerböden mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 91: 678 - 681
 Statistisches Landesamt Schleswig-Holstein (2000): Naturräumliche Gliederung Schleswig-Holsteins. http://www.statistik-sh.de/M4/M4_2_OK1Ga.htm
 Werner A (1995): Entwicklung und Realisierung nachhaltiger Landnutzungssysteme. Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 36: 202-2061

Die Autoren danken der Stiftung Schleswig-Holsteinische Landschaft und der Fördergemeinschaft Integrierter Pflanzenbau für die finanzielle Förderung der Arbeiten und der Betriebsleiterfamilie Kühl für die freundliche Unterstützung bei der Durchführung der Arbeiten.

Konservierende Bodenbearbeitung – die zentrale Maßnahme eines vorsorgenden und nachhaltigen Bodenschutzes

W. Schmidt, H. Stahl, O. Nitzsche, B. Zimmerling, S. Krück, M. Zimmermann, W. Richter¹

Einleitung

Im Bundes-Bodenschutzgesetz (BBodSchG) ist neben der Vorsorge gegen das Entstehen schädlicher Bodenveränderung auch die Abwehr von Gefahren aus schädlichen Bodenveränderungen rechtlich geregelt. Ziel des vorsorgenden Bodenschutzes nach § 1 BBodSchG ist es, bei Einwirkungen auf den Boden (z. B. bei landwirtschaftlicher Nutzung), Beeinträchtigungen seiner natürlichen Funktionen soweit als möglich zu vermeiden (AUTORENKOLLEKTIV, 2001). Art und Umfang der Vorsorge zum Schutz der Böden ist im § 7 BBodSchG erläutert. Die Vorsorgepflicht wird durch die Einhaltung der Grundsätze der guten fachlichen Praxis erfüllt (§ 17, 2 BBodSchG). Hierzu zählen u. a., dass Bodenabträge durch Wasser und

Wind sowie Bodenverdichtungen möglichst vermieden und die Bodenstruktur, die natürliche biologische Aktivität sowie der Humusgehalt des Bodens erhalten bzw. verbessert werden. Bezüglich der Vermeidung von Bodenerosion im Sinne der guten fachlichen Praxis nach BBodSchG besteht in Sachsen großer Handlungsbedarf. So sind annähernd 450 Tsd. ha (rund 60 % der sächsischen Ackerfläche) durch Wassererosion sowie rund 150 Tsd. ha Ackerfläche (entsprechend ca. 20 % der Ackerflächen) durch Winderosion potenziell bedroht und z. T. jährlich betroffen. Nachfolgend werden die wirksamsten, vom Landwirt direkt umsetzbaren Erosionsschutzmaßnahmen für Ackerflächen erläutert sowie ihre Anwendungsumfänge in Sachsen dargestellt.

Tab. 1: Vergleich verschiedener Parameter nach konventioneller und konservierender Bodenbearbeitung (Parzellenversuchsergebnisse¹. NITZSCHE et al., 2000)

		Bodenbearbeitung		
		Konventionell	Konservierend I ² mit Mulchsaat	Konservierend II ³ mit Mulchsaat
Bodenabtrag	[g]	317,7	137,5	25,7
Abfluss	[l]	21,2	12,2	3,2
Infiltrationsrate	[%]	49,4	70,9	92,4
Aggregatstabilität	[%]	30,1	43,1	48,7
Humusgehalt	[%]	2,0	2,6	2,5
Bedeckungsgrad	[%]	1	30	70

¹ Beregnungsversuch mit 42 mm/h, Messfläche: 1 m², Pseudogley-Parabraunerde, Zuckerrüben (3-Blattstadium)

² 1 x Stoppelbearbeitung, 1 x Grubber im Herbst, Senfaussaart, 1 x Saatbettbereitung (Flachgrubber, 3 cm tief)

³ keine Bearbeitung im Herbst, Senfaussaart mit Schleuderstreuer, 1 x Saatbettbereitung (Flachgrubber, 3 cm tief)

Bodenschutz durch konservierende Bodenbearbeitung

Zu den wirksamsten Maßnahmen des vorsorgenden landwirtschaftlichen Bodenschutzes im Sinne der guten fachlichen Praxis nach § 17 BBodSchG zählt die konservierende Bodenbearbeitung (SOMMER, 1999). Wie aus Tabelle 1 ersichtlich, werden dadurch der Bodenabtrag und der Oberflächenabfluss deutlich gemindert. Verantwortlich hierfür ist der höhere Humusgehalt und die größere Aggregatstabilität sowie die höhere Mulchbedeckung konservierend bestellter Flächen (Tab. 1). Damit verbunden ist eine erhebliche Senkung des Bodenpartikel gebundenen P-Austrags von Ackerflächen (NITZSCHE et al., 2000).

Die Mulchauflage ihrerseits fördert wiederum die biologische Aktivität des Bodens (z. B. höherer Regenwurmbesatz) (KRÜCK et al., 2001).

Steigende Bearbeitungsintensitäten lassen auch bei konservierender Bodenbearbeitung die Wassererosion infolge stärkerer Verschlammung und geringerer Mulchbedeckung ansteigen (Tab. 1). Die Nutzung der Vorfruchtwirkungen Bodengare und Mulchbedeckung zur Erosionsverminderung bzw. -verhinderung erfordert damit eine in Bezug auf die Anzahl der Arbeitsgänge und die Bearbeitungsintensität auf das Notwendige bzw. das Erforderliche beschränkte konservierende Bodenbearbeitung.

¹ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; Postfach 221161; 04131 Leipzig

Tab. 2: Entwicklung der im Rahmen des Programms Umweltgerechte Landwirtschaft in Sachsen geförderten Mulchsaatflächen von 1993/94 bis 1999/2000

Jahr	Flächenumfang [ha]	Anteil an Ackerfläche in Sachsen [%]
1993/1994	4.146	0,6
1994/1995	27.096	3,8
1995/1996	44.585	6,1
1996/1997	54.188	7,5
1997/1998	74.721	10,3
1998/1999	79.084	10,9
1999/2000	104.672	14,4

Anwendungsumfang

Die konservierende Bodenbearbeitung wird in Sachsen in immer größeren Umfängen praktiziert. So erreichte die Mulchsaatfläche im siebten Jahr des Förderprogrammes Umweltgerechte Landwirtschaft mit rund 105 Tsd. ha einen Flächenanteil von über 14 % an der Ackerfläche (Tab. 2). Davon entfallen rund 85 % auf Herbstmulchsaaten (z. B. Mulchsaat zu Winterraps, Wintergerste, Winterweizen usw.) sowie gut 15 % auf die Mulchsaat zu Zuckerrüben, Mais und Sommergetreide (nach einem vorhergehendem Zwischenfruchtanbau). Nach einer Betriebsumfrage werden gegenwärtig annähernd 40 % der Ackerflächen Sachsens konservierend bestellt. Dabei wird i. d. R. zu einzelnen Fruchtarten, und damit auf wechselnden Ackerflächen, auf den Pflug verzichtet. Eine dauerhaft konservierende Bodenbearbeitung mit Mulchsaat im gesamten Fruchtfolgeverlauf wird gegenwärtig in Sachsen in einzelnen Betrieben mit gutem Erfolg auf z. T. großen Flächenumfängen (z. B. 2.000 ha Ackerfläche/Betrieb) praktiziert.

Zusammenfassung

Der Schlüssel zum flächendeckenden Schutz des Bodens vor Erosion und Verdichtung ist die Gute fachliche Praxis (GfP). Sie hat laut BBodSchG den Auftrag, Bodenerosion und -verdichtung *möglichst* zu vermeiden (§ 17 Abs. 2 BBodSchG). Zur wirksamsten Maßnahme im Sinne der GfP zählt die konservierende Bodenbearbeitung. Sie verbindet Vorsorge und Gefahrenabwehr in idealer Weise. Ein wirksamer und praxisorientierter landwirtschaftlicher Bodenschutz muss Landwirten diesbezüglich die fachlichen Hintergründe sowie den Wissens- und den Technikstand vermitteln und die Akzeptanz für moderne Bodenschutzkonzepte schaffen. Dieser Ansatz ist praxisgerecht und Erfolg versprechend, da er dynamisch ist und nicht auf ein angeordnetes, sondern auf ein aktives und bewusstes Handeln der Landwirte setzt.

In der Summe ermöglicht die konservierende Bodenbearbeitung eine boden-, ressourcen- sowie umweltschonende, und damit nachhaltige Feldbestellung im Sinne des BBodSchG bei gleichzeitig ökonomischen Vorteilen. Aus diesem Grund stellt die konservierende Bodenbearbeitung eine zukunftsweisende und zukunftssichernde Weiterentwicklung des Ackerbaus dar. Sie wird als bodenschützende Maßnahme von den landwirtschaftlichen Fachbehörden in Sachsen empfohlen und im Rahmen des Programms Umweltgerechte Landwirtschaft gefördert. Für die mit einer dauerhaft praktizierten konservierenden Bodenbearbeitung verbundenen acker- und pflanzenbaulichen, aber auch bodenschutzrelevanten Fragestellungen (z. B. Stoffverlagerung in Makroporen) (NORDMEYER, 1988) sind Antworten bzw. Problemlösungen im Sinne einer umfassenden Anwendung pflugloser Bestellverfahren zu erarbeiten.

Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV (2001): Vorsorge gegen Bodenschadverdichtung und Bodenerosion. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.), Bonn, im Druck.
- KRÜCK, S.; NITZSCHE, O. u. W. SCHMIDT (2001): Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. Landwirtschaft ohne Pflug, 1/2001, S. 18-21.
- NITZSCHE, O.; SCHMIDT, W. u. W. RICHTER (2000): Minderung des P-Abtrags von Ackerflächen durch konservierende Bodenbearbeitung. Mittlg. Bodenkdl. Gesellsch. 92, S. 178-181.
- NORDMEYER, H. (1988): Bedeutung des präferentiellen Flusses von Wasser in Böden für die Verlagerung von Pflanzenschutzmitteln. Mittlg. Bodenkdl. Gesellsch. 88, S. 371-374.
- SOMMER, C. (1999): Konservierende Bodenbearbeitung – ein Konzept zur Lösung agrarrelevanter Bodenschutzprobleme. Bodenschutz 1/1999, S. 15-19.

ENTWICKLUNG VON DATENMODELL UND SCHNITTSTELLE DES BODENINFORMATIONSSYSTEMES BORIS -

Fachliche Anforderungen und EDV-technische Umsetzung

SCHREIER Ingrid, SCHWARZ Sigrid, TULIPAN Monika, MIKSITS Herbert

1. Einleitung

Die Entwicklung eines Datenmodells war der erste EDV-technische Arbeitsschwerpunkt für den Aufbau des österreichweiten Informationssystems BORIS (*B*oden-*R*echnergestütztes *I*nformations-*S*ystem).

Als Vorarbeit wurde in einem ausgewählten Gebiet (Großraum Linz, Oberösterreich) das Pilotprojekt μ Boris durchgeführt, das die Grundlage für die Einrichtung eines bundesweiten Bodeninformationssystem in Österreich bildete.

Anschließend wurde das Datenmodell weiterentwickelt, die Datenbank BORIS eingerichtet, die PC-Applikation BORIS/INTERN sowie die Internetanwendungen BORIS/INFO und BORIS/EXPERT implementiert. Um einen konsistenten Datenaustausch zu gewährleisten wurde ein Schnittstellenformat entwickelt.

2. Anforderungen an das Datenmodell

Auszugsweise wurden folgende Anforderungen an das Datenmodell gestellt:

Ohne die Struktur des Datenmodells zu verändern muss die Aufnahme neuer Parameter zur Beschreibung von Standorten, Bodenprofilen und Messwerten gewährleistet sein. Die Verknüpfung jedes einzelnen Wertes dieser Parameter mit dem jeweiligen Literaturzitat ist sicherzustellen, womit der Datenurheber stets nachvollziehbar bleibt.

Bestimmte Minimumbedingungen müssen garantiert werden (Konsistenz der Daten) und die Überprüfung der Messwerte auf Plausibilität ist zu ermöglichen.

Bei Bedarf müssen Abfragen bzw. Auswertungen sowohl nach Horizonten als auch nach beliebigen Tiefenstufen sowie Landnutzung, Bodentyp u.s.w möglich sein.

Weiters ist eine Dokumentation von Parallelproben und Zeitreihen vorzusehen.

3. BORIS/Datenmodell

Die Umsetzung der genannten Anforderungen erfolgte zunächst im Aufbau eines komplexen Datenmodells, dessen Kern aus sechs **Haupttabellen** mit den dazugehörigen Feldern besteht.

Diese sind: STANDORT, STANDORTDATEN, PROBE, PROBEDATEN, MESSWERT und LITERATUR (siehe Abb. 1).

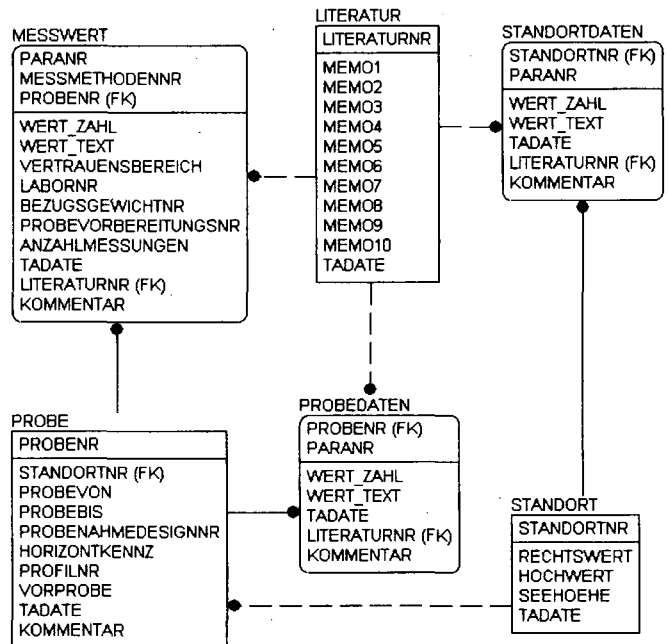


Abb. 1 Haupttabellen des Datenmodells

Der STANDORT beinhaltet die Daten, die zur Georeferenzierung benötigt werden wie Koordinaten und Seehöhe. In der Tabelle STANDORTDATEN werden weitere notwendige Informationen, die den Standort beschreiben aufgenommen (Landnutzung, Bodentyp,...).

Die Tabelle PROBE gibt über die Charakterisierung der einzelnen Proben Auskunft und enthält u. a. die jeweilige Entnahmetiefe, das Horizontkennzeichen sowie das Probenahmedesign.

Unter PROBEDATEN werden weitere Informationen einer Probe erfaßt. Insbesondere sind alle Angaben zur Beschreibung eines Horizontes zu nennen. Die Summe der Probedateneinträge der Proben eines Standortes ergibt die Profilbeschreibung.

Der MESSWERT beschreibt die Analysewerte, zusätzlich mitgespeichert werden die angewandte Messmethode, das mit der Analyse betraute Labor und dergleichen mehr.

Die LITERATUR enthält das genaue Literaturzitat.

In einer Reihe von Nebentabellen werden zusätzlich die erforderlichen beschreibenden Informationen (z. B. Parameterbeschreibungen, Probenahmedesign, Probevorbereitung, Vorprobe) verwaltet.

Die wichtigsten **Beziehungen** zwischen den Tabellen sind:

Eine Aufnahme von STANDORTDATEN, PROBEDATEN sowie MESSWERTen erfolgt nur dann, wenn ein zugehöriger LITERATUR-Eintrag vorhanden ist d. h.

bis auf diese Datenebene hinab sind die Datenquelle und der Datenurheber immer nachvollziehbar.

Bevor ein Datensatz in die Tabellen STANDORT-DATEN oder PROBE aufgenommen werden kann, muss ein entsprechender Eintrag in der STANDORT-Tabelle vorhanden sein.

Ebenso muss bei der Aufnahme eines MESSWERTes bzw. eines PROBEDATEN-Satzes eine Verbindung zu einer bereits bestehenden PROBE in der Datenbank hergestellt werden können.

Das **Datenmodell** beschreibt folglich die Struktur, in der die Daten verwaltet werden. Es erfasst die realen Beziehungstypen (Objekte - z.B. MESSWERT, PROBE), beschreibt ihre Merkmale (Attribute - z.B. „MessmethodenNr“) und stellt die konkreten Beziehungen zwischen den Objekten dar.

Es ist die Abbildung der logischen Struktur der BORIS/DATENBANK (ORACLE 8i) und Grundlage für die BORIS/Schnittstelle, die Applikation BORIS/INTERN, sowie für die Internetprogramme BORIS/INFO und BORIS/EXPERT.

4. BORIS/Schnittstelle

Die Schnittstellenbeschreibung ist ein Leitfaden zur Aufbereitung der Daten für den Import in die Datenbank durch die Anwendung BORIS/INTERN (internes Verwaltungsprogramm des Umweltbundesamtes).

Durch eine Satzart wird das Format einer Schnittstellendatei (Import- bzw. Exportdatei) festgelegt.

Entsprechend den sechs Haupttabellen der BORIS/DATENBANK wurden sechs Satzarten festgelegt.

5. BORIS/Intern

BORIS/INTERN wurde mit PowerBuilder 6.5 entwickelt und überprüft nach den Richtlinien der Schnittstellenbeschreibung die Datensätze auf Konsistenz, Vollständigkeit und soweit programmtechnisch vorgesehen, auf Richtigkeit bevor sie in die Datenbank aufgenommen werden.

Die Anwendung bietet u. a. die Möglichkeit fehlende Informationen zu ergänzen und den bereits in der Datenbank vorhandenen Datenbestand auf Plausibilität zu prüfen.

Programmschwerpunkte:

- Kontrolle bestimmter Minimumbedingungen, z.B. Ausgabe der Standorte bei fehlender Landnutzung
- Kontrolle der Konsistenz der Daten, z.B. Überprüfung, ob bei Aufnahme von Standortdaten, ein Standort und ein entsprechendes Literaturzitat vorhanden sind
- Kontrolle der Plausibilität der Messwerte
- Bearbeitung und Darstellung bestehender Schlüssel Listen bzw. deren Neuaufnahme. Grundlage bietet der „Datenschlüssel Bodenkunde“
- Importe und Exporte im Schnittstellenformat

Die bodenkundliche Überprüfung und Bearbeitung erfolgt im Rahmen des Datenqualitätsmanagement (TULIPAN et al. 2001).

6. Zusammenfassung

In der BORIS/DATENBANK befinden sich derzeit über 10 000 Standorte mit den dazugehörigen Daten und Informationen (ca. 1,3 Millionen Datensätze) aus über 40 unterschiedlichen Untersuchungen. Die Datenmenge machte eine EDV-technische Lösung unumgänglich – in deren Rahmen wurden und werden österreichweit die Datenbestände harmonisiert.

BORIS/INTERN ist ein Werkzeug um die Qualität der Daten zu garantieren und somit hochwertige Daten zur Verfügung zu stellen.

Im Hinblick auf bodenschutzrelevante Fragestellungen sind Abfragen bzw. Auswertungen der Daten und damit qualitative Aussagen über den Bodenzustand in Österreich möglich.

Literaturverzeichnis

TULIPAN, M., SCHREIER, I. & SCHWARZ, S.; (2001): Datenqualitätsmanagement im Bodeninformationssystem BORIS – ein Bericht aus der Praxis. Eingereicht als Beitrag für die Mitteilungen der DBG 2001.

SCHREIER, I., TULIPAN, M., SCHWARZ, S. & MIKSITS, H. (2001): BORIS INTERN - Applikation. Bericht. In Vorbereitung, Umweltbundesamt. Wien.

SCHWARZ, S., HUBER, S., TULIPAN, M., DVORAK, A. & ARZL, N. (1999): Datenschlüssel Bodenkunde - Empfehlung zur einheitlichen Datenerfassung in Österreich. Monographien Band 113, Umweltbundesamt. Wien.

TULIPAN, M., SCHREIER, I. (2002): Handbuch zur Aufbereitung von Bodendaten anhand des Datenschlüssels Bodenkunde - Codiermanual. Bericht. In Vorbereitung, Umweltbundesamt. Wien.

Zentrale Indikatoren des Bodenschutzes und einer nachhaltigen Bodennutzung

Schröder, D.

Bodenschutz und nachhaltige Bodennutzung sind nur zu erreichen, wenn allen Bodennutzern Begrenzungen der Bewirtschaftungsintensität abverlangt werden. Mögliche Instrumente der Durchsetzung sind Beratung, Umweltgesetze und ökonomische Anreize oder Sanktionen. Die Beratung war bisher nur partiell wirksam. Umweltgesetze, z.B. das Bodenschutzgesetz, leiden unter mangelhaftem Vollzug. Daher ist eine Verwirklichung nachhaltiger Bodennutzung vor allem durch eine Bindung der Ausgleichszahlungen an die Einhaltung nachhaltiger Bewirtschaftungsmaßnahmen erreichbar, insbesondere, da sie EU-weit einheitlich gehandhabt wird und damit Wettbewerbsverzerrungen vermeidet.

Grundlage für die Beurteilung des Grades der Nachhaltigkeit können aber nicht Bewirtschaftungssysteme sein (z.B. konventionell, integriert, ökologisch), sondern gut gesicherte, leicht überprüfbare Indikatoren von zentraler Bedeutung. Sie müssen ökologische, ökonomische und soziale Aspekte umfassen. Über die ökologischen Kriterien/Grenzbelastungen ist schon vielfach berichtet worden. In Tab. 1 sind die wichtigsten zusammengefasst. Viele weitere Kriterien wären denkbar, würden aber nur noch wenig zur Verbesserung der Nachhaltigkeit beitragen, andererseits den Verwaltungsaufwand über Gebühr erhöhen. Dennoch ist eine Modifikation der Kriterien, Grenzbelastungen und Sanktionen jederzeit möglich.

Als wichtige ökonomische Kriterien führt Heißenhuber (2000) die Liquidität, Rentabilität und Stabilität an. Dies ist aus mikroökonomischer Sicht auch zu akzeptieren. Nachhaltigkeit muss aber auch aus gesellschaftlicher Sicht beurteilt werden.

Universität Trier
Fachbereich VI
Abteilung Bodenkunde

D.h., dass die Landwirtschaft der Gesellschaft kaum externe Kosten verursachen darf, die Gesellschaft ihrerseits der Landwirtschaft aber kostendeckende Preise/Prämien zugestehen muss. Dieser Ansatz widerspricht zwar den Grundsätzen der Liberalisierung und Globalisierung, ist aber konform zu dem der Nachhaltigkeit und dem neuen Farmgesetz der USA (Zielpreise, Mitteilung der DLG 9, 2001). Mit den Instrumentarien der Marktregulierung, Gewährung kostendeckender Preise / Prämien und deren Bindung an Umweltschonung, ist Nachhaltigkeit erreichbar. Bewirtschaftungssysteme würden nicht mehr nach Intensitäten unterschieden (ökologisch, integriert, konventionell), sondern nach dem Grad der Nachhaltigkeit. Betriebe, die alle im Kriterienkatalog genannten Anforderungen erfüllen, wirtschaften umweltschonend und nachhaltig. Jene, die Grenzbelastungen überschreiten, sind weniger nachhaltig, verursachen externe Kosten und werden im Umfang der externen Kosten bzw. der Vermeidungskosten mit Prämienkürzungen bestraft. Dieses Verfahren ist wirksam (Schröder 2001), rational und rationell, da es über die Prämienbeantragung abgewickelt werden kann. Es berücksichtigt zugleich die sozioökonomischen Belange (Degressionen, Förderobergrenzen), so dass nicht weiterhin staatlich gefördertes Bauernlegen zugunsten einer neuen Gutsherrlichkeit erfolgt (4% der Betriebe erhalten 40% der Prämien).

Literatur

- HEIßENHUBER, A. (2000): Nachhaltige Landbewirtschaftung – Anforderungen und Kriterien aus wirtschaftlicher Sicht. VDLUFA-Schriftenreihe, 55, Teil 1, Plenartagung Stuttgart. Darmstadt: VDLUFA
SCHRÖDER, D. (2001): Welches Agrarsystem muss das Leitbild sein? Schule und Beratung, Heft 7/01

Tab. 1: Mögliche Kriterien, Grenzbelastungen und Reduzierungen der Flächenprämien¹

Kriterien	Grenzbelastungen	Abzüge bei Überschreitungen
Stickstoffdüngung:	Saldoüberschuß max. 50 kg/N/ha·a im Ackerbau, darüber max. 80 kg N/ha·a in Futterbaubetrieben „ Aufwand an synthetischem N max. 100 kg/N/ha·a ² „	2,- DM/ha je kg 2,- DM/ha je kg 2,- DM/ha je kg
Pflanzenschutz: (Getreide)	150,- DM/ha „frei“, darüber 1,- DM Abzug für 1,- DM Mittelkosten keine Wachstumsregulatoren	
Erosion:	Einhaltung der in der Bodenschutzverordn. def. Anforderungen (keine sichtbaren Schäden, Abtrag i.d.R. max. 2t/ha·a) sonst	20,- DM/ha
Bodenverdichtung:	Radlasten abhängig von Tragfähigkeit, i. a. max. 2,5 t ³ Schlaglängen max. 500 m, für längere Schläge überwieg. reduzierte Bodenbearbeitung, sonst Schlepperrad bei Großschleppern neben der Furche, sonst	20,- DM/ha 20,- DM/ha 20,- DM/ha 20,- DM/ha
Fruchtfolge:	Mindestens vierfeldrig, höchstens 75 % Getreide, höchstens 25% ZR, Mais oder Raps, hoher Bedeckungsgrad, bei Nichteinhaltung jeweils	20,- DM/ha
Flurgliederung:	Schlaggröße max 30 ha, für größere Schläge Vernetzungen wo möglich	20,- DM/ha
Ökologische Vorrangflächen:	mindestens 10 % der LN (einschl. Ext.-Grünland), sonst keine Prämie, statt Flächenstilllegung	
Betriebs- und Bestandesgrößen⁴		
Viehhaltung (Beispiel Rinder)	0,5 - 1,5 GV/ha als Regel bei Überschreit. keine Prämie, bei Unterschreit. GV bis 60 Kühe volle Prämie 60-120 Kühe Degressionseffekte u. sozio-ökon. Nachteile über 120 Kühe kein Kontingent bis 100 Masttiere volle Prämie 100-200 Masttiere Degressionseff. u. sozio-ökon. Nachteile über 200 Masttiere kein Kontingent unvertretbare Haltungssysteme höchstens 30 % Zukauffuttermittel sonst keine Prämie ²	10,- DM/ha je 0,1 100,- DM/GV 100,- DM/GV 50,- DM/GV
Ackerbau:	bis 200 ha kein Abzug 200 - 400 ha Degressionseffekte u. sozio-ökon. Nachteile > 400 ha keine Flächenprämien	200,- DM/ha -

¹ Vorschlag, der noch Diskussionsbedarf aufweist

² Bei hohen Gaben an synthetischem N und hohem Anteil an Zukauffuttermitteln liegt kein Kreislauf vor. Die Beachtung von P, K und Humus ist hier entbehrlich, da regulierter Viehbesatz, die Verwendung org. Reststoffe und gute fachliche Praxis eine Über-/Unterversorgung vermeiden sollten. Energiebetrachtungen können unterbleiben, da durch die erforderliche und bereits eingeleitete Energieverteuerung eine hohe Effizienz erreicht wird.

³ Wir erlauben uns die Torheit, mit 40 t schweren Rübenrodern auf dem Acker herumzufahren, die für Straßen wegen Übergewicht keine Zulassung erhalten.

⁴ In Kooperationen wäre doppelte Stück- bzw. Hektarzahl förderfähig.

Das österreichweite Bodeninformationssystem BORIS – Aufbau und ausgewählte Auswertungen

SCHWARZ Sigrud¹, FREUDENSCHUSS Alexandra¹, HUBER Sigbert¹, RISS Alarich¹,
SCHREIER Ingrid¹, TULIPAN Monika¹ und WEBER Martin¹

1. Einleitung

Um effektiven Bodenschutz betreiben zu können, sind zuverlässige und bundesweite Informationen über Zustand, Belastung und Belastbarkeit der Böden notwendig. Österreich verfügt über umfassende Bodendatenbestände. Diese liegen jedoch in heterogener Struktur vor, da sie von verschiedenen Institutionen mit unterschiedlichen Zielsetzungen erfasst wurden. Vom Umweltbundesamt wurde deshalb das Bodeninformationssystem BORIS - mit dem Ziel bundesweit harmonisierte Bodendaten zur Verfügung zu stellen - entwickelt. Neben Bodenkarten im Übersichtsmaßstab (1:750.000) lag der Schwerpunkt bisher auf der Punktdatenerfassung.

2. Inhalt von BORIS

In das Bodeninformationssystem BORIS wurden bisher über 1.3 Mio. Einträge von über 10.000 Standorten aus über 40 verschiedenen Untersuchungen aufgenommen. Dies sind unter anderem Daten der Bodenzustandsinventuren der einzelnen Bundesländer Österreichs, der Waldbodenzustandsinventur der Forstlichen Bundesversuchsanstalt (FBVA), Untersuchungen in Brixlegg, Linz, Arnoldstein, Köflach-Voitsberg sowie österreichweite Daten zur Cäsiumbelastung. Die Kooperationsbereitschaft der beteiligten Bundesländer und Institutionen stellt die Basis für den Aufbau des umfangreichen Datenbestandes dar. Die Harmonisierung der unterschiedlichen Datensätze, die einen wesentlichen Aufwand bei dem Aufbau des Bodeninformationssystems darstellt, wurde bisher vom Umweltbundesamt anhand des „Datenschlüssels Bodenkunde“ (1) durchgeführt. BORIS enthält Angaben zu Standorten, Bodenprofilen und Daten chemischer, physikalischer und mikrobiologischer Untersuchungen.

3. Applikationen von BORIS

Von den drei EDV-Applikationen bildet **BORIS INTERN** (2) als Datenverwaltungs- und Kontrollprogramm des Umweltbundesamtes die Basis von BORIS. Es bietet damit ein Instrument für ein kontinuierliches Datenqualitätsmanagement (3), das wiederum die Voraussetzung für qualitativ hochwertige Abfrageergebnisse schafft. Mit **BORIS INFO** (seit 1999) und **BORIS EXPERT** (seit 2001) stehen zwei Internetapplikationen für die Durchführung von Datenbankabfragen und Bewertungen zur Verfügung.

BORIS INFO ist öffentlich zugänglich und bietet Informationen auf Metadatenebene. Nach Auswahl über eine Österreichkarte in Kombination mit einer Auswahlmaske stehen die Ergebnisse in Form von Karten, Reports und Listen unter Angabe der Quellen und der jeweiligen Daten-

urheber zur Verfügung. Für jedes Literaturzitat gibt eine Kurzfassung Informationen über Ziel und Umfang der Untersuchung. Somit ist es InternetbenutzerInnen möglich, über ein geographisches Auswahlssystem Zugang zu diesen Informationen herzustellen, einen Überblick über vorhandene Bodendaten in einer bestimmten Region zu erhalten und sich bei Bedarf an genaueren Informationen an das Umweltbundesamt bzw. die jeweiligen Datenerheber zu wenden. BORIS INFO kann unter <http://www.ubavie.gv.at/Umweltsituation/Boden/Boris> besucht werden.

BORIS EXPERT ermöglicht - unter Berücksichtigung des Datenschutzes - den Zugang zu den gesamten Bodendatensätzen und kann von jenen Institutionen genutzt werden, die in die Liste der Zugriffsberechtigten aufgenommen wurden. Dies sind in erster Linie jene Institutionen, die auch Daten für BORIS zur Verfügung gestellt haben.

4. Auswertungen aus BORIS

Die folgenden Auswertungen wurden über die Internetapplikation BORIS EXPERT beispielsweise für die Elemente Blei und Cadmium durchgeführt.

Dafür wurden von den insgesamt 10.103 Standorten jene Standorte unter land- und forstwirtschaftlicher Nutzung ausgewählt, die auf Rasterpunkten liegen. Dies bedeutet auch, dass jene Erhebungen, die spezifische Schwerpunktuntersuchungen in einem (belasteten) Gebiet erfassen, für die folgenden Darstellungen nicht herangezogen wurden. Die Datenbasis für die folgenden Darstellungen und Auswertungen bilden die Bodenzustandsinventuren der Bundesländer Burgenland, Niederösterreich, Oberösterreich, Steiermark, Kärnten, Salzburg, Tirol, Vorarlberg, (4 - 11) die österreichweite Waldbodenzustandsinventur (12) und die niederösterreichische Waldbodenzustandsinventur (13). Die Berechnung gewichteter Mittelwerte von 0 bis 20 cm war für Blei an 4730 und für Cadmium an 4641 Standorten möglich. Die Daten des Bundeslandes Vorarlberg wurden für diese Auswertung auch herangezogen, obwohl die Beprobungstiefen variierten und im Unterschied zu allen anderen Erhebungen als untersuchter Feinboden die Fraktion <1mm (üblich ist <2mm) untersucht wurde. Im vorliegenden Falle der Beurteilung von „Gesamtgehalten“ wurde diese Heterogenität in Kauf genommen.

Die Gesamtfläche der land- und forstwirtschaftlichen Betriebe Österreichs (7.500.000 ha) verteilt sich zu 43,4 % auf Wald, zu 26,3 % auf Grünland, zu 18,4 % auf Ackerland und zu 10,7 % auf sonstige Flächen (14). Die Standorte auf denen Blei (Cadmium) untersucht wurde, liegen zu 21 (20) % im Wald, zu 33 (33) % auf Grünland, zu 45 (46) % auf Acker und zu 1 (1) % unter sonstiger Nutzung. Diese unterschiedliche Verteilung ergibt sich daraus, dass im Wald in der Regel in einem 8,7 x 8,7 km Raster beprobt wurde, während Acker und Grünland durchwegs in einem 3,9 x 3,9 km Raster beprobt wurden. In manchen Regionen wurde dieser Raster auf 2,75 km und stellenweise sogar

¹Umweltbundesamt Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien;
Tel.: ++43/1/31304-3620,
Email: schwarz@ubavie.gv.at

auf 1,38 km verdichtet. Die regional unterschiedliche Dichte der Daten und somit eine „Verzerrung“ der Ergebnisse wurde in Kauf genommen, da bei einem strengen statistischen Ansatz nur alle Punkte eines 8,7 x 8,7 km Rasters herangezogen werden dürften, was zu großen Informationsverlusten geführt hätte. Die Daten und statistischen Kenngrößen in der vorliegenden Form spiegeln somit nicht die durchschnittlichen Gehalte in den Böden der einzelnen Nutzungsformen Österreichs wider, geben jedoch einen guten Überblick über Blei- und Cadmiumgehalte in Oberböden unter verschiedener Nutzung.

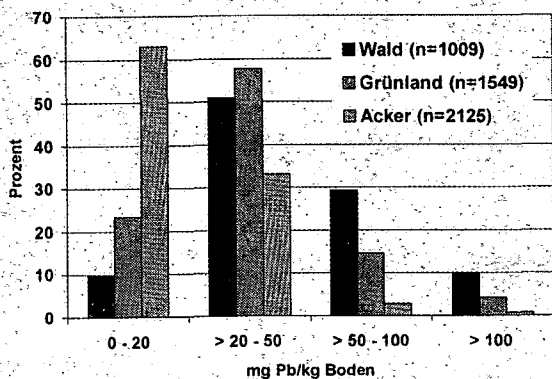


Abb. 1: Blei in Oberböden Österreichs, gewichtete Mittelwerte der Tiefenstufe 0-20 cm. (Daten der Bodenzustandsinventuren und der Waldbodenzustandsinventuren)

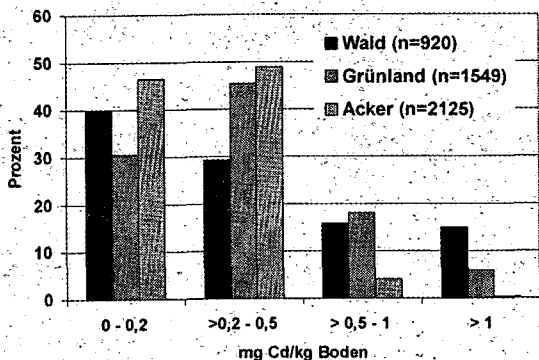


Abb. 2: Cadmium in Oberböden Österreichs, gewichtete Mittelwerte der Tiefenstufe 0-20 cm. (Daten der Bodenzustandsinventuren und der Waldbodenzustandsinventuren)

Von den untersuchten Standorten liegen für Blei (Cadmium) im Wald 39% (31%), im Grünland 19% (24%) und auf Acker 4% (4%) über dem Belastungsverdacht für landwirtschaftlich genutzte Böden der ÖNORM L1075 (15) von 100 (0,5) mg/kg (vgl. Abb. 1 und 2).

	N	MW	Median	Min	Max	90. Perz.
Wald	1009	62,31	42,00	1,50	5107,0	101,0
Grünland	1549	61,38	30,30	0,40	14970,0	65,3
Acker	2125	22,43	17,4	0,10	4099,0	33,18
Sonstiges	47	26,75	17,26	8,28	169,98	52,59

Tab. 1: Blei in Oberböden (gewichtete Mittelwerte der Tiefenstufe 0-20 cm)

	N	MW	Median	Min	Max	90. Perz.
Wald	920	0,58	0,27	0,01	19,80	1,34
Grünland	1549	0,45	0,27	n.n.	28,37	0,84
Acker	2125	0,25	0,21	n.n.	13,5	0,39
Sonstiges	47	0,30	0,22	0,08	1,44	0,52

Tab. 2: Cadmium in Oberböden (gewichtete Mittelwerte der Tiefenstufe 0-20 cm)

Tabelle 1 und 2 geben die Blei und Cadmiumgehalte der untersuchten Oberböden (gewichtete Mittelwerte der Tiefenstufe 0-20 cm) wieder. Beide Verteilungen sind linksschief und bei beiden Elementen liegen die Mittelwerte und 90er-Perzentile in den Waldböden über jenen der Grünlandböden und in diesen wiederum über jenen in Ackerböden. Dies gilt auch für die Mediane der Blei- und Cadmiumgehalte. Die von Cadmium sind bei den untersuchten Standorten unter Wald- und Grünlandnutzung gleich hoch, liegen jedoch über dem Median der untersuchten Ackerböden.

5. Zusammenfassung und Ausblick

Im Bodeninformationssystem BORIS werden österreichweit harmonisierte Datenbestände und EDV-technische Werkzeuge angeboten. Dies ermöglicht die Vernetzung und somit gemeinsame Betrachtung von Bodendaten – unabhängig von Landesgrenzen – im Hinblick auf bodenschutzrelevante Fragestellungen. Die Kombination mit weiteren Flächendaten (Bodenkarten, landwirtschaftliche Produktionsgebiete usw.) wird in Zukunft verstärkt möglich sein. BORIS bietet darüber hinaus auch eine Fülle von Vergleichsdaten für internationale Forschungsprojekte. Mittels BORIS INFO kann via Internet jederzeit festgestellt werden, ob relevante Datensätze in BORIS enthalten sind.

Literatur

- (1) SCHWARZ, S., HUBER, S., TULIPAN, M., DVORAK, A. & ARZL, N. (1999): Datenschlüssel Bodenkunde - Empfehlung zur Einheitlichen Datenerfassung in Österreich. Monographien Band 113, Umweltbundesamt. Wien
- (2) SCHREIER, I., TULIPAN, M., SCHWARZ, S. & MIKSITS, H. (2001): BORIS INTERN - Programmapplikation. Bericht. In Vorbereitung, Umweltbundesamt. Wien.
- (3) TULIPAN, M., SCHREIER, I., SCHWARZ, S. (2001): Datenqualitätsmanagement im Bodeninformationssystem BORIS – ein Bericht aus der Praxis. Eingereicht als Beitrag für: Bodenkundlicher Kongress - Jahrestagung der DBG 2001.
- (4) AMT DER KÄRNTNER LANDESREGIERUNG (1999): Bodenzustandsinventur Kärnten, Amt der Kärntner Landesregierung, Abteilung 15 Umweltschutz und Technik, Klagenfurt.
- (5) AMT DER SALZBURGER LANDESREGIERUNG ABTEILUNG 4, LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT (1993): Salzburger Bodenzustandsinventur. Amt der Salzburger Landesregierung.
- (6) AMT DER STEIERMÄRKISCHEN LANDESREGIERUNG, LANDWIRTSCHAFTLICHES VERSUCHSZENTRUM STEIERMARK (1998): Steiermärkischer Bodenschutzbericht, Graz.
- (7) AMT DER TIROLER LANDESREGIERUNG (Hrsg.) (1988): Bericht über den Zustand der Tiroler Böden, Innsbruck.
- (8) BUNDESANSTALT FÜR AGRARBIOLOGIE (1993): Oberösterreichischer Bodenkataster, Bodenzustandsinventur, Amt der Oberösterreichischen Landesregierung (eds.), Linz.
- (9) BUNDESANSTALT FÜR BODENWIRTSCHAFT (1994): Niederösterreichische Bodenzustandsinventur, Amt der Niederösterreichischen Landesregierung (eds.), Wien.
- (10) BUNDESAMT UND FORSCHUNGSZENTRUM FÜR LANDWIRTSCHAFT (1996): Burgenländische Bodenzustandsinventur.
- (11) HUSZ, G. (1986): Lebensraum Vorarlberg: Bodenzustandserhebung Vorarlberg 1986
- (12) FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT (eds.) (1992): Österreichische Waldbodenzustandsinventur. Mitteilungen der Forstlichen Bundesversuchsanstalt Wien. Band I, II. Österreichischer Agrarverlag, Wien.
- (13) AMT DER NIEDERÖSTERREICHISCHEN LANDESREGIERUNG, ABT. VII/1 LANDESFORSTDIREKTION & FORSTLICHE BUNDESVERSUCHSANSTALT, ABT. FÜR STANDORTSKUNDE (1991): Bericht über den Zustand des Waldbodens in NÖ. Forstliche Bundesversuchsanstalt, Wien.
- (14) STATISTIK ÖSTERREICH (2000): Ergebnisse in der landwirtschaftlichen Statistik 1999, Wien.
- (15) ÖNORM L 1075 (1990): Anorganische Schadelemente in landwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Ausgewählte Richtwerte.

Quantifizierung des Kohlenstoffpools in Österreichs landwirtschaftlichen Böden unter Verwendung des Bodeninformationssystems BORIS

Strebl F.¹, M. Tulipan³, S. Schwarz³, M. H. Gerzabek^{1,2}

Fragestellung

Im Rahmen des Projektes „Austrian Carbon Balance Model“ (ACBM; Orthofer et al. 2000) wurde die Kohlenstoffspeicherung in den landwirtschaftlich genutzten Böden Österreichs quantifiziert. Der Boden spielt als Kohlenstoffsенke und CO₂-Quelle in der dynamischen Kohlenstoffbilanz der Landwirtschaft eine zentrale Rolle.

Material und Methoden

Input-Daten

Humusgehalte aus den Bodenzustandsinventuren (BZI) der einzelnen Bundesländer (Niederösterreich, Burgenland, Steiermark, Tirol, Oberösterreich) wurden aus BORIS (Österreichweites Bodeninformationssystem des Umweltbundesamtes) abgefragt. Daten anderer Bundesländer stammen aus gedruckten Berichten, bzw. wurden sie aus Daten der benachbarten Bundesländer geschätzt (Wien, Vorarlberg). BZI-Daten wurden zwischen 1987 und 1995 erhoben, sie können daher für 1990 als repräsentativ angenommen werden.

Zusatzinformationen

Bodendichte: aus einzelnen BZI's (OÖ) und Abschätzung (nach Körschens u. Waldschmidt 1995)
Skelettgehalt: Die Daten wurden aus verschiedenen Literaturangaben geschätzt. Die C-Bestimmung erfolgt üblicherweise in Feinboden-Proben, das Bodenskelett ist somit in den Werten der C_{org}-Konzentration (Gewichts-%) nicht berücksichtigt. Bodendichteangaben beziehen sich aber auf den Gesamtboden (incl. Skelett), was bei der Abschätzung der C-Mengen (t/ha) eingerechnet werden muss.

Im Bodeninformationssystem BORIS wurden Kohlenstoff- bzw. Humus-Daten selektiert nach

- **Analysenmethode** (Art der C_{org}- / Humusbestimmung)
- **Entnahmetiefe** (Tiefenstufen der Probennahme)
- **Landnutzung** (Ackerland, Grünland, extensives Grünland, Wein- /Obst-/Hausgärten)

Korrekturfaktor

nach Mutsch liefert die Methode „Naßoxidation ohne Fremderhitzung“ bei humosen Böden zu niedrige C_{org}-Werte (ALVA, Mutsch 1995; siehe Abb.1). C-Werte dieser Methoden wurden anhand abgeleiteter Faktoren nach oben korrigiert:

bis 3%C: 1,13; 3-7%: 1,20; 7-9%: 1,24; 9-12%: 1,3; 12-14%: 1,35; ab 15%: 1,40

Anschrift der Autoren

¹ Austrian Research Centers Seibersdorf, Abt. Umweltforschung, A-2444 Seibersdorf, Österreich

² Universität für Bodenkultur, Institut f. Bodenforschung, Gregor-Mendel Straße 33, A-1180 Wien

³ Umweltbundesamt, Abt. Terrestrische Ökologie, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien

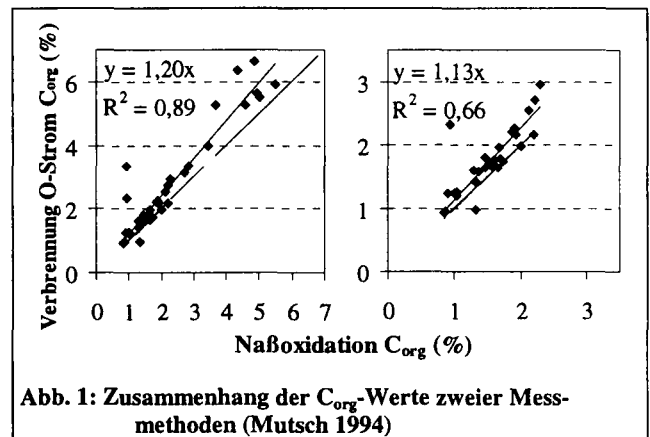


Abb. 1: Zusammenhang der C_{org}-Werte zweier Messmethoden (Mutsch 1994)

Berechnungen

Die Datenverteilung der C_{org}-Gehalte (%) innerhalb der selektierten Gruppen meist deutlich linksschief (siehe Abb. 2). Deshalb wurden Medianwerte berechnet.

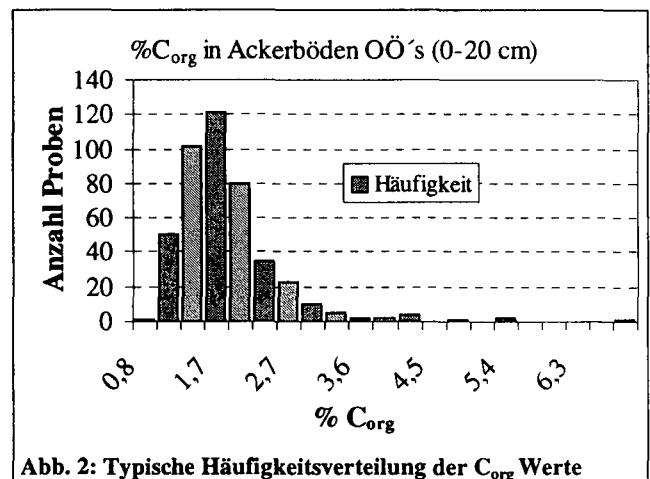


Abb. 2: Typische Häufigkeitsverteilung der C_{org} Werte

Errechnung der Corg-Werte

$$C_{org} (\%) \times \text{Bodendichte (excl. Bodenskelett!) (t/ha)} = C_{org} (t/ha)$$

Durch Gewichtung der bundesländerspezifischen Werte, (t / ha) entsprechend der Flächenanteile der Bundesländer am Gesamtbundesgebiet, erhält man repräsentative mittlere C_{org}-Werte (t/ha, siehe Tab. 1).

Um den Kohlenstoffpool in den landwirtschaftlichen Böden abzuschätzen, wurde mit den Flächen der jeweiligen Landnutzung multipliziert:

$$C_{org} (t/ha) \times \text{genutzter Fläche (ha)} = C_{org} (Mt C)$$

Ergebnisse

Die Corg - Gehalte (t C pro Hektar) in Böden verschiedener Landnutzung (siehe Tab. 1) nehmen in der Reihung Ackerland < Grünland < extensives Grünland deutlich zu.

Die Hauptmenge des Kohlenstoffes ist im Oberboden (0-20 cm) gespeichert, tiefere Schichten (20-50 cm) sind erwartungsgemäß in allen Landnutzungsklassen humusärmer.

Durch Multiplikation mit den Flächenanteilen der Landnutzung 1990 (10⁶ ha, BMLF 1999) wurden die Gesamtmengen C_{org} (Mt C), die in Österreichs landwirtschaftlich genutzten Böden gespeichert sind, abgeschätzt.

Tab. 1: Gewichtete Mediane der Kohlenstoffgehalte (t C / ha) und gespeicherten C-Mengen (Mt C) in Österreichs landwirtschaftlich genutzten Böden

Tiefenstufe (cm)	0-20	20-50	0-20	20-50	Fläche 10 ⁶ ha
	t C / ha		Mt C		
Ackerland	41,3	18,2	57,8	25,5	1397
Wirtschaftsgrünland	60,5	20,5	56,7	19,3	938
extensives GL / Almen	91,8	27,2	92,3	27,3	1005
Weingärten	39,3	18,3	2,1	1,0	52,5
Obst-/Hausgärten	57,0	21,0	1,5	0,5	27,1
Summe			210,4	73,6	3420

Schlussfolgerungen

Insgesamt sind in Österreichs landwirtschaftlich genutzten Böden 284 Mt organischer Kohlenstoff gespeichert.

Das extensive Grünland (Almen) trägt dazu mit 42% bei. Dies ist neben dem relativ hohen Anteil an der genutzten Fläche vor allem der hohen C_{org}-Speicherkapazität der Almböden zuzuschreiben. Die nachhaltige Bewirtschaftung dieser Böden und die Erhaltung der Almlandschaften erscheint zur Erhaltung der Speicherfunktion sehr wichtig. Die Auswirkung möglicher Klimaveränderungen auf die C-Speicherkapazität montaner Böden sollte in vergleichenden Untersuchungen erforscht werden, um die Unsicherheit bei zukünftigen Abschätzungen zu reduzieren.

Referenzen

- BMLF (1999): 40. Grüner Bericht 1998. Über die Lage der österreichischen Landwirtschaft. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Verlag Herold 316 pp.
- Körshens, M., und U. Waldschmidt (1995): Ein Beitrag zur Quantifizierung der Beziehungen zwischen Humusgehalt und bodenphysikalischen Eigenschaften. Archiv für Acker- und Pflanzenbau u. Bodenkunde; 39: 165-173
- Mutsch, F. (1994): ALVA Methodenvergleich Humusbestimmung Enquete 1994. In: Berichte der Herbsttagung der Arbeitsgemeinschaft der Landwirtschaftlichen Versuchsanstalten
- Orthofer, R., E. Gebetsroither, F. Strebl, H. Schwaiger et al. (2000): The Austrian Carbon Balance Model (ACBM). Final Project Report. ARCS-Report OEFZS-S-0107 147 pp.

Nitroaromatische Sprengstoffresiduen im Boden – Untersuchungen zur Schadstoffmobilität und -verfügbarkeit auf Altstandorten der Rüstungsindustrie

A. Szöcs *

Einleitung

In den 1990er Jahren gerieten militärische Umweltkontaminationen zunehmend ins Blickfeld der Öffentlichkeit. Es handelte sich sowohl um Militärobjekte, die im Zuge von Abrüstungsmaßnahmen der Konversion zugeführt wurden, als auch um Rüstungsaltslasten des II. Weltkrieges, deren Auswirkungen erst allmählich sicht- und messbar wurden.

In Form von massiven Boden- und Grundwasserkontaminationen zeigte sich, dass insbesondere die Altstandorte der ehemaligen Rüstungsindustrie ein besonders hohes Gefährdungspotential aufweisen, da die dort produzierten Spreng- und Kampfstoffe sowie deren Vor-, Abbau- und Begleitprodukte äußerst persistent und umweltschädlich sind. Sie besitzen größtenteils mutagene, kanzerogene sowie hämato- bzw. hepatotoxische Potentiale (KOSS ET AL. 1989).

Untersuchungsgebiet

Im hessischen Allendorf (heute: Stadtallendorf) war nach 1938 die größte europäische Trinitrotoluol-Fabrik errichtet worden. Sie stellte bis 1945 über 130.000 t TNT her. Im Zuge der Produktion wurden weitere 6.000 t Sprengstoffe sowie zahlreiche Vor-, Abbau- und Begleitprodukte freigesetzt. Die Demontage durch die Alliierten sowie die Munitionsdelaborierung auf dem Werksgelände hatten weitere Schadstoffeinträge auch außerhalb des Betriebsgeländes zur Folge (PREUSS 1996).

Ein Gefährdungspotential besteht, weil das Areal des ehemaligen Werkes Allendorf (ca. 420 ha) von etwa 5.000 Menschen bewohnt wird (HIM-ASG 1998) und die seinerzeit installierten Wassergewinnungsanlagen (ca. 10 Mio. m³/a) heute etwa 250.000 Menschen in Mittelhessen versorgen (PREUSS 1996).

Forschungsvorhaben

Integriert in das „Altlasten-Programm“ des BMFT (heute: BMBF) startete das Land Hessen das F&E-Vorhaben „*Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Rüstungsaltsstandortes Stadtallendorf*“. Die Geographischen Institute der Universitäten in Mainz und Marburg übernahmen hierin einen Teil der wissenschaftlichen Begleitung des Sanierungsvorhabens (PREUSS & SZÖCS 1996).

Neben einer historisch-genetischen Rekonstruktion der Werksanlage (Akten, Pläne, Luftbilder etc.) sowie geoökologischen Kartierungen und Standortanalysen standen Untersuchungen zum Mobilitätsverhalten von Nitroaromaten im Kontext des Bodenwasserhaushaltes eines anthropogen modifizierten Geoökosystems im Vordergrund (SZÖCS 1999).

Geoökosystemanalyse

Nach der historisch-genetischen Rekonstruktion des ehemaligen Werkes und der damit verbundenen Erfassung bzw. Erstbewertung branchentypischer Umweltkontaminationen (PREUSS 1990) wurden sieben repräsentative Standorte zur Durchführung einer Komplexen Standortanalyse (KSA) festgelegt.

Faktoren, die dieser Auswahl zugrunde lagen, waren neben dem Kontaminationsverdacht die Oberflächenbedeckung, das Relief und der Bodentyp, basierend auf zahlreichen Erkundungen, Sondierungen und Modellierungen im Untersuchungsgebiet (PREUSS & SZÖCS 1996).

Die repräsentativen Standorte sollten Informationen zur Bodengeneese und zu Substratmerkmalen, zu physiko-chemischen Eigenschaften sowie zur anthropogenen Beanspruchung liefern und somit den geoökologische Ist-Zustand charakterisieren.

Als instrumentell-quantifizierende Komponente einer Geoökosystemanalyse (vgl. MOSIMANN 1978) differenziert die KSA grundsätzlich zwischen statischen Elementen, die einmalig untersucht und erfaßt werden, und dynamischen Elementen, die als Prozeßmerkmale kontinuierlich oder periodisch registriert und anschließend bilanziert werden. Anthropogene Veränderungen werden in ihrer Wirkung als quasinatürliche Prozesse erfaßt, wobei den Schadstoffen ein besonderes Augenmerk galt.

Einer Geoökologischen Kartierung und einer differenzierten Beprobung folgte der Ausbau von Profilgruben zu Lysimeterstationen mit Saugkerzen, Trichterlysimetern, Thermofühlern sowie Gipsblockelektroden zur Erfassung des Bodenfeuchteregimes, um über einen Zeitraum von zwei Jahren die qualitative und quantitative Dynamik des Bodenwasserhaushaltes (incl. Klima-Messstation) zu erfassen.

* Dr. Andreas Szöcs

Geographisches Institut, Johannes Gutenberg-Universität Mainz, D – 55099 Mainz

Fon: +49 (0)6131/39-22773; Fax: +49 (0)6131/39-52773; e-mail: a.szoecs@geo.uni-mainz.de

Über 150 Bodenproben wurden nach Standardverfahren physikalisch (K_f , pF, Bodenart) und chemisch (pH, CaCO_3 , KAK, C/N/P, Schwermetalle, Nitroaromaten) analysiert. Für weitere etwa 2.500 Bodenlösungsproben konnten Volumen, pH-Wert, EC, Nähr- und Schwermetall- sowie Nitroaromatengehalte ermittelt werden. Die Nitroaromaten im Boden (Methanol-Extraktion) und in der Bodenlösung (DCM-Extraktion) wurden chromatographisch bestimmt (HPLC-UVD, GC-ECD). Neben dem TNT waren dies Vorprodukte (DNT) sowie Metaboliten (ADNT, DANT u. a.).

Ergebnisse und Austragsprognose

Entsprechend des Ausgangsgesteins (Buntsandstein) zeigten die Profilaufnahmen mehr oder weniger ausgeprägte Braunerde-Merkmale. Subtypen wiesen hydromorphe Merkmale, Übergänge zu anderen Typen (Ranker, Podsol) oder technogene Substrate auf.

Die Bodenarten variierten zwischen IS und uS. Anthropogene Standorte wichen neben feinerer Körnung durch erhöhte pH-Werte (6,5-8) von den natürlichen, basenarmen Braunerden (pH 3,5-5) ab. Ursache ist der Eintrag von kalkhaltigen Neutralisationsschlamm und Bauschutt. Belastungen durch Schwermetalle und/oder Nitroaromaten waren stets an anthropogene Veränderungen des gesamten Standortes gebunden, so dass jeweils mehrere Indikatoren eine Kontamination anzeigten (SZÖCS 1999).

Im Vordergrund stand aber die Analyse des Nitroaromatengehaltes im für Verlagerungsvorgänge so wichtigen Bodenwasserpfad. Batch-Versuche simulieren ausschließlich das Adsorptionsvermögen und verursachen durch den Schüttelvorgang eine erhöhte Freisetzungsdynamik. Mit Hilfe der Saugkerzenbeobachtung konnte im realen Fließgleichgewicht gemessen werden, welches sich nach 50-jähriger Verweilzeit der Schadstoffe im Boden eingestellt hat.

Im Laufe der Untersuchungen variierten die Nitroaromaten-Konzentrationen über sieben Dekaden, so dass die Auswertungen über die Schwankungsbreiten erfolgte, um über alle Standorte hinweg verallgemeinerbare Trends erkennen zu können (SZÖCS 1999). Beim Verhältnis von TNT zu seinen primären mikrobiellen Metaboliten (4- und 2-ADNT) war es möglich standort- und jahreszeitenspezifische Veränderungen der Stoffkonzentration aufzuzeigen.

Für Stadtallendorf liegen aus Rastersondierungen (50*50 m) und engmaschigen Standorterkundungen zig tausend Messwerte zur nitroaromatischen Bodenbelastung vor. Um diese mit mobilen Lösungskontaminationen zu korrelieren, wurden für den ersten Bodenmeter nach Horizontmächtigkeit prozentual gewichtete Mittelwerte für die Boden- und Bodenwasserkonzentrationen berechnet. Mit Hilfe einer Regression dieser Standortmittelwerte konnten alle aus den Sanierungserkundungen verfügbaren Daten

der Bodenkontamination in Schadstoffkonzentrationen der Lösungsphase umgerechnet werden.

Anschließend wurden mit oberflächenabhängigen Verdunstungs- und Absickerungsraten flächenspezifische Infiltrationen berechnet. Aus der Menge der Versickerung und der Lösungskonzentration lies sich eine Prognose über den jährlichen, flächenspezifischen Gesamtaustrag der Nitroaromaten ableiten.

Resümee

Es gelang erstmals, für einen Rüstungsaltsstandort einen Bezug zwischen dem Schadstoffgehalt im Boden und dem Lösungsaustrag im komplexen System der Landschaft herzustellen. Dies gestattet eine größenordnungsmäßige Austragsprognose für TNT in Abhängigkeit der Stoffverteilung und der oberflächenspezifischen Infiltrationsrate im Sinne der im BBodSchG geforderten Gefährdungsabschätzung.

Am Standort Hallschlag/Eifel konnten Teile des Untersuchungskonzeptes angewendet werden. Die unter den dortigen Bedingungen erzielten Befunde zur Nitroaromaten-Kontamination im Boden und Bodenwasser stehen in plausiblen Zusammenhang mit den Erkenntnissen aus Stadtallendorf.

Literatur:

HIM-ASG (1998): Rüstungsaltsstandort Stadtallendorf – Aktueller Sachstand, Sanierungsperspektiven, Beteiligungsmöglichkeiten. Broschüre der HIM-ASG Projektleitung Stadtallendorf.

KOSS, G. ET AL. (1989): Zur Toxikologie der Nitrotoluole und weiterer Nitroaromaten aus rüstungsbedingten Altlasten. Bundesgesundheitsbl. 12: 527-536.

MOSIMANN, T. (1978): Der Standort im landschaftlichen Ökosystem – ein Regelkreis für den Strahlungs-, Wasser- und Nährstoffhaushalt als Forschungsansatz für die komplexe Standortanalyse in der topologischen Dimension. Catena (5): 351-364.

PREUSS, J. (1990): Vorerkundung und Bewertung des Gefährdungspotentials altlastenverdächtiger Betriebsflächen der ehemaligen chemischen Rüstungsindustrie – Stadtallendorf, Landkreis Marburg-Biedenkopf. Habilitationsschrift am FB Geographie der Univ. Marburg.

PREUSS, J. (1996): Alte Rüstungsstandorte – Erfassung und Bewertung von Umweltkontaminationen. Forschungsmagazin der Johannes Gutenberg-Universität Mainz 12 (1): 34-51.

PREUSS, J. & SZÖCS, A. (1996): Ergebnisse der wissenschaftlichen Begleitung des Forschungsprojektes "Modellhafte Sanierung von Altlasten am Beispiel des Rüstungsaltsstandortes Stadtallendorf". Abschlußbericht der Arbeitsgruppe Rüstungsaltslasten an der Johannes Gutenberg-Universität Mainz zum F&E-Vorhaben im Auftrag des Landes Hessen. Mainz.

SZÖCS, A. (1999): Geoökologische Systemanalyse und Bestimmung der Nitroaromaten-Mobilität auf dem großflächigen Rüstungsaltsstandort Stadtallendorf bei Marburg. Göttingen.

DATENQUALITÄTSMANAGEMENT IM BODENINFORMATIONSSYSTEM BORIS – EIN BERICHT AUS DER PRAXIS

TULIPAN Monika¹, SCHREIER Ingrid² und SCHWARZ Sigrid¹

1. Einleitung

Das "Datenqualitätsmanagement" des österreichischen Bodeninformationssystems BORIS (BOden – Rechnergestütztes Informations-System) setzt sich aus zwei miteinander vernetzten Arbeitsprozessen zusammen: der Datenaufnahme und der Datenwartung. Im Rahmen der Aufnahme von neuen Daten erfolgt primär die bodenkundliche Aufbereitung (Codierung) anhand des Datenschlüssels Bodenkunde (SCHWARZ et al. 1999) und der Transfer ins datenbankkonforme Schnittstellenformat (SCHREIER et al. 2001 a). Bei der Datenwartung werden Datenkontrollen bzw. Konsistenz- und Plausibilitätsprüfungen durchgeführt.

Die Führung einer Bodendatenbank mit bisher 1,3 Millionen Einträgen zu Standorten, Proben und Messwerten von unterschiedlichsten Untersuchungen aus ganz Österreich erforderte erstens den Aufbau einer auf BORIS abgestimmten bodenkundlichen Datenbearbeitung und zweitens die optimale Verknüpfung mit den BORIS-spezifischen EDV-Applikationen (SCHREIER et al. 2001 b). Im Laufe der Praxis wurde eine anwendungsfreundliche und damit wenig fehleranfällige Form der Datenbearbeitung von der Codierung über den Datenimport bis zu nachträglichen Kontrollarbeiten festgelegt.

2. Methodik

2.1. Aufnahme neuer Daten

Im Rahmen der Aufnahme von neuen Bodendaten (s. Abb.1) erfolgt primär die bodenkundliche Aufbereitung (= Codierung) anhand der Codes des Datenschlüssels Bodenkunde, dabei wird die Kompatibilität mit vorliegenden Aufnahmeverfahren bzw. Methoden geprüft (Harmonisierung). Weiters sind stets intensive Recherchen sowohl in der entsprechenden Literatur als auch bei den an Geländeaufnahmen und Laboranalysen beteiligten Personen erforderlich, wobei die daraus resultierende intensive Zusammenarbeit mit den Datenurhebern die Datenqualität generell verbessert hat.

Anschließend erfolgt der Transfer der codierten Daten ins datenbankkonforme Schnittstellenformat und der Datenimport. Es hat sich als notwendig erwiesen, die Datenaufnahme (z.B. mit Datenurhebern vereinbarte Vorgangsweisen) nachvollziehbar zu machen, was durch eine detaillierte Dokumentation (Ablage von Originaldaten, Arbeits- und Datenimportfiles, Protokollieren der Bearbeitungsschritte) erreicht wird.

Anschrift der Autoren

¹Umweltbundesamt, Abt. Terrestrische Ökologie, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien; Tel.: ++43/1/31304-3661,
Email: tulipan@ubavie.gv.at, schwarz@ubavie.gv.at

²Umweltbundesamt, Abt. EDV/Applikation, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien; Tel.: ++43/1/31304-5338,
Email: schreier@ubavie.gv.at

2.2. Datenwartung

Um BORIS-Daten jederzeit mit dem aktuellen Stand und qualitätsgeprüft zur Verfügung stellen zu können ist entgegen den meisten Erwartungen - auch nach Abschluss von Codierung und Datenimport eine laufende bodenkundliche Wartung der enthaltenen Datensätze erforderlich. Dies inkludiert neben der Plausibilitätsprüfung von Werten und deren Konsistenzhaltung auch die Aktualisierung der Daten bei Erweiterungen des Datenschlüssels (z.B. Aufnahme neuer Parameter, Codes) und die Korrektur von fehlerhaften Einträgen. Konsistenz- und Plausibilitäts-Checks während (automatische Datenselektion) und nach dem Datenimport (fachliche Bearbeitung) wurden programmtechnisch über die Applikation BORIS INTERN (SCHREIER et al. 2001 b) realisiert. Für die resultierenden Daten-Updates sind weitere Recherchen nötig, wofür vor allem die bereits im Rahmen der Datenaufnahme durchgeführte Dokumentation eine wichtige Basis darstellt.

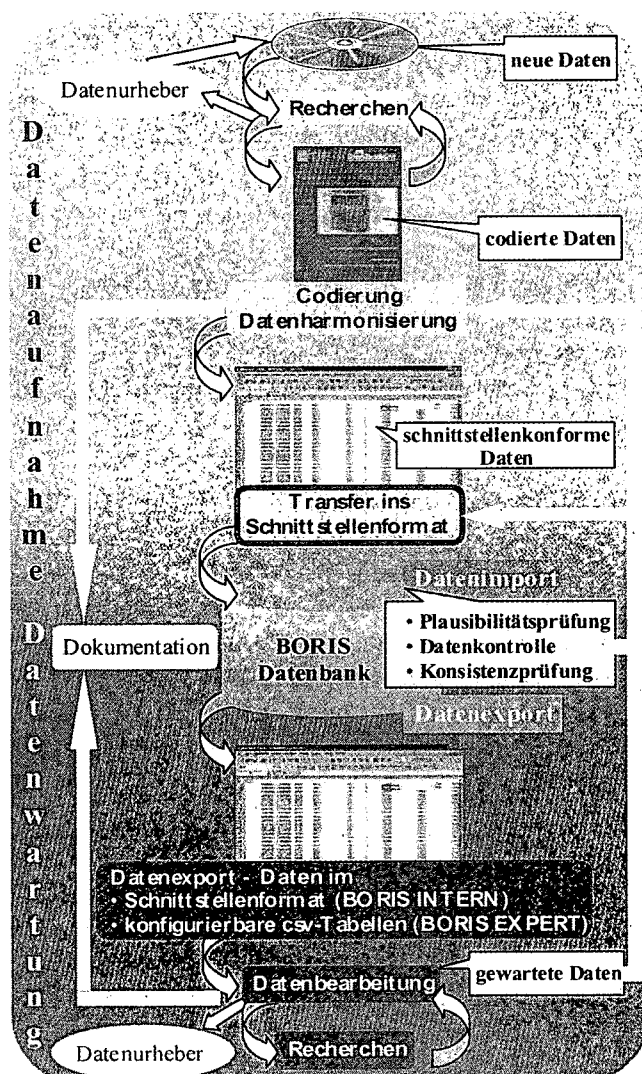


Abb. 1: Erforderliche Arbeitsschritte bei der Aufnahme neuer Bodendaten und bei der Datenwartung.

2.3. Bearbeitungspraxis

Die Codierung und Datenbearbeitung ist hinsichtlich der dazu verwendeten Programme flexibel. Es haben sich gängige Programme (z.B. MS EXCEL) bewährt, die im Hinblick auf Qualitätssicherung der einzelnen Datenbearbeitungsschritte eine Reihe von automatisierbaren Datenverwaltungs- und Berechnungsoptionen (u.a. Visual Basic Makros) anbieten.

Die Datenaufbereitung ist somit nicht ausschließlich an das Umweltbundesamt gebunden, sondern kann auch extern, beispielsweise von den Datenurhebern, durchgeführt werden. Diese Vorgangsweise hat sich insofern bewährt, als dass in diesem Fall jene Personen die Daten aufbereiten, die an der Erhebung unmittelbar beteiligt waren. Somit können zeitaufwendige Recherchen auf ein Minimum reduziert werden.

Potentielle Fehlerquellen, die sich durch die Bearbeitung mit unterschiedlichen Programmen ergeben, wurden weitestgehend über BORIS INTERN bzw. durch normierte Vorgangsweisen abgefangen. So kann beispielsweise die Verfälschung von Codes (vorangestellte Nullen werden gelöscht) beim Formattransfer in bzw. aus MS EXCEL vermieden werden.

3. Zusammenfassung und Ergebnisse

Durch ein wohlorganisiertes, konsequentes Datenqualitätsmanagement verbessert sich schrittweise die Datenqualität. Dies wird erreicht durch

- Recherchen bei der Datenaufbereitung,
- Datenkontrollen während und nach dem Datenimport (BORIS INTERN),
- laufende bodenkundliche Datenwartung und Aktualisierung,
- genaue Dokumentation der Arbeitsschritte und der Ergebnisse.

Somit ist es möglich, zu jedem Zeitpunkt qualitativ hochwertige Daten zur Verfügung zu stellen.

Damit wurde im Rahmen von BORIS die Basis geschaffen für

- die Datenbereitstellung via Internet (BORIS INFO, BORIS EXPERT <http://www.ubavie.gv.at/umweltsituation/boden/boris>),
- die Datenbereitstellung für jeden bodenkundlich Interessierten über ein mit den Datenurhebern festgelegtes Ablaufschema und
- österreichweite Auswertungen und qualitative Aussagen über den Bodenzustand in Österreich.

Literatur

SCHREIER, I.; SCHWARZ, S.; TULIPAN, M.; & MIKSITS, H. (2001 a): Entwicklung von Datenmodell und Schnittstelle - Fachliche Anforderungen und EDV-technische Umsetzung. Eingereicht als Beitrag für die Mitteilungen der DBG 2001.

SCHREIER, I., TULIPAN, M., SCHWARZ, S. & MIKSITS, H. (2001 b): BORIS INTERN - Applikation. Bericht. In Vorbereitung, Umweltbundesamt. Wien.

SCHWARZ, S., HUBER, S., TULIPAN, M., DVORAK, A. & ARZL, N. (1999): Datenschlüssel Bodenkunde - Empfehlung zur einheitlichen Datenerfassung in Österreich. Monographien Band 113, Umweltbundesamt. Wien.

TULIPAN, M., SCHREIER, I. (2002): Handbuch zur Aufbereitung von Bodendaten anhand des Datenschlüssels Bodenkunde - Codiermanual. Bericht. In Vorbereitung, Umweltbundesamt. Wien.

Wiedervernässung eines Niedermooses im Nordosten von Brandenburg

Silke Veltz, Kathlin Schweitzer, Jutta Zeitz

Einleitung

In dem seit 2000 von der VW-Stiftung geförderten interdisziplinären Folgeprojekt zur "Wiedervernässung von Niedermooren mit gereinigtem Abwasser - Umweltverträglichkeit und Möglichkeiten der nachhaltigen Nutzung" wird ein intensives Monitoring mit dem Ziel einer detaillierten Erfassung der Wasser- und Stoffdynamik durchgeführt. Der Schwerpunkt der Untersuchungen liegt auf der Quantifizierung der Stoffein- und -austräge zur Erstellung von Elementbilanzen, der Erfassung von Quellen- und Senkenfunktionen und der Bewertung des Schilf-/Seggenbestandes und des Moorkörpers für die Renaturierung des Niedermooses.

Bodenchemische Untersuchungsergebnisse des Jahres 2000 werden denen, die vor der Wiedervernässung gewonnen wurden (1996), gegenübergestellt und diskutiert.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in Brandenburg in der Welse-Sernitz-Niederung, ca. 1 km SE der Gemeinde Biesenbrow. Das Untersuchungsareal ist eine rund 10 ha große degradierte Niedermoorfläche, die seit August 1996 mit Wasser aus dem Vorfluter wieder vernässt wird. Aufgrund einer leichten Geländegeneigung der Untersuchungsfläche stellten sich zwei unterschiedliche Wasserregimes ein: Überstau und Überrieselung. 1996 und 1997 wurden Schilf- und Seggenpflanzen etabliert.

Nach der Kartierung der Untersuchungsfläche wurden im Frühjahr 2000 horizontbezogene Bodenproben an zwölf Profilen entnommen, in denen u. a. pH-Werte, Karbonatgehalte sowie Gesamtgehalte (Königswasseraufschluss) an Nährstoffen und Schwermetallen bestimmt wurden.

Um Aussagen über die Verfügbarkeit und Mobilität von Nähr- und Schadstoffen sowie die Freisetzung umweltrelevanter Spurengase treffen zu können, wurden mit 16 Redox-Einstabmessketten die Potenziale in vier unterschiedlichen Tiefen erfasst.

Ergebnisse und Diskussion

Der Moorkörper wird hauptsächlich von Torfen gebildet, die mit Mudden durchsetzt bzw. unterlagert sind. Der mineralische Untergrund besteht aus fein- bis mittelsandigen Talsanden. Aufgrund der ehemaligen intensiven Nutzung ist der Torfkörper in Horizonte gegliedert: nHm, nHa, nHt, nHr, Fr, Gr.

Die Redoxpotenziale E_h (Abb. 1) verdeutlichen die anaeroben Verhältnisse (-90 mV bis -160 mV) im Moorkörper. Innerhalb der Reduktionssequenz liegen die erhobenen Werte im Bereich von Sulfatreduktion ($E_7 = -50$ mV) und Methanbildung ($E_7 = -120$ mV) (Scheffer et al., 1998).

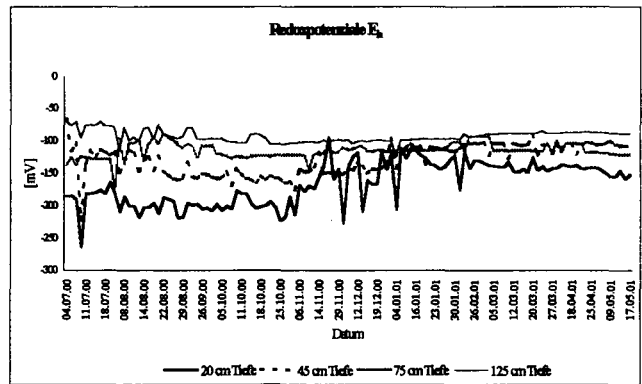


Abbildung 1: Redoxpotenziale für den Untersuchungszeitraum 06.04.2000-17.05.2001

Wider Erwarten lagen die Potenziale der beiden oberen Messtiefen zumeist unter denen der Tiefen 75 und 125 cm, die grundwasserbeeinflusst sind. Die Kurvenverläufe lassen eine saisonale Differenzierung erkennen. Innerhalb wärmerer Perioden führt vermutlich ein stärkerer mikrobieller Umsatz, aber eventuell auch die unterschiedliche Qualität der organischen Substanz zu größeren negativen E_h . Dieser Trend lässt sich ebenfalls für das Jahr 2001 verfolgen, wie neuere Untersuchungsergebnisse bestätigen.

Mit den zusätzlichen Informationen über pH-Wert (schwach sauer bis sehr schwach sauer) und Karbonatgehalt des Bodens (z. T. sehr hohe Karbonatpufferung der Torfe) lassen sich infolge der Wiedervernässungsmassnahme (d.h. negative E_h) Hypothesen zur bodenchemischen Dynamik aufstellen:

- Freisetzung redoxsensitiver Elemente
- Freisetzung von an Fe- und Mn-Oxiden festgelegten Elementen durch Reduktion der Oxide
- Austrag von austauschbar gebundenen und leicht löslichen Ionen
- zunächst kein Risiko durch pH-abhängige Prozesse

Inwiefern diese Dynamik zum Tragen kommt, lässt sich tendenziell aus den Untersuchungsdaten, die 1996 (vor der Wiedervernässung) und 2000 (46 Monate Wiedervernässung) erhoben wurden, abschätzen. Bei der Gegenüberstellung der Daten ist zu beachten, dass der Boden 1996 in den Tiefen 0-10, 10-30, 30-65, 65-85 bzw. 85-100 cm beprobt wurde, währenddessen 2000 eine horizontbezogene Beprobung durchgeführt wurde. Da die Mächtigkeit des Mudde-Horizontes stark schwankt, teilweise völlig fehlt, können die Untersuchungsergebnisse in der Tiefe 65-85 cm nicht eindeutig dem Horizont nHr bzw. Fr zugeordnet werden. Aus Gründen der Übersichtlichkeit wurde daher das entsprechende Untersuchungsergebnis von 1996 in den Tabellen einheitlich im Fr-Horizont ausgewiesen. Auf eine Diskussion dieser Untersuchungsergebnisse wird aus den vorgenannten Gründen verzichtet.

Tabelle 1: Fe- und Mn-Gehalte

Horizont	n		Fe _t [g/kg]		Fe _{ox} [g/kg]		Mn _t [g/kg]	
			1996*	2000	1996*	2000	1996*	2000
nHm	12	X	95,2	98,3	50,3	37,0	3,6	3,4
		S	26,8	37,9	16,8	13,8	3,8	1,6
nHa	16	X	101,5	79,6	49,5	33,4	3,8	2,6
		S	34,5	38,1	18,7	13,9	3,6	1,7
nHt	12	x	76,1	62,2	30,6	19,4	2,1	1,5
		s	31,1	39,8	10,1	5,7	3,3	1,5
nHr	4	x		66,5		20,1		0,8
		s		31,0		13,3		1,1
Fr	13	x	42,7	27,2	21,1	4,0	0,2	0,3
		s	11,6	8,9	14,4	1,6	0,2	0,2
Gr	5	x	29,5	17,1	9,7	4,5	0,4	0,2
		s	9,5	3,1	16,0	0,7	0,7	0,1

1996* - teilweise keine Horizontzuordnung
x - Mittelwert, s - Standardabweichung

Aus Tabelle 1 wird ersichtlich, dass die Gesamteisen-gehalte Fe_t innerhalb des Untersuchungsjahres 2000 gegenüber 1996 tendenziell abnahmen. Durch die Bestimmung amorpher Fe(III)-Oxide und -Hydroxide (als oxalatlösliche Fraktion; Fe_{ox}) lässt sich zeigen, dass eine Abnahme an Fe_t wesentlich durch die Verringerung amorpher Fe(III)-Oxide und -Hydroxide und deren Auswaschung erklärt werden kann. Die Reduktionsvorgänge infolge der Wiedervernässung umfassen also die Umwandlung amorpher Fe(III)-Oxide und -Hydroxide in mobile Fe²⁺-Ionen. Der prozentuale Anteil von Fe_{ox} an Fe_t reduzierte sich je nach Horizont um 6 bis 15 % (ausgenommen nHr, Fr) während der 46 Monate Wiedervernässung.

Die oben gemachten Aussagen für Eisen lassen sich auf Mangan übertragen (Tab. 1). Allerdings ist Mangan mobiler, d.h. wird bereits bei höheren Potentialen zu Mn²⁺ reduziert.

Durch die Reduktion der Fe- und Mn-Oxide und -Hydroxide werden die in ihnen festgelegten Elemente P, Zn, Cd, Ni freigesetzt, was abnehmende Gehalte in Tabelle 2 verdeutlichen. Die Phosphorfreisetzung konnte z. B. erstmalig 13 Monate nach der Wiedervernässung in der Bodenlösung der Tiefen 45, 75 und 125 cm nachgewiesen werden (Gensior, 1999).

Tabelle 2: Ausgewählte Gesamtgehalte im Boden

Horizont	n		Zn _t [mg/kg]		Cd _t [mg/kg]		Ni _t [mg/kg]		P _t [g/kg]	
			1996*	2000	1996*	2000	1996*	2000	1996*	2000
nHm	12	x	49,6	35,9	0,44	0,29	10,3	6,8	2,4	2,0
		s	10,0	9,7	0,09	0,05	2,5	1,9	0,4	0,4
nHa	16	x	33,6	26,8	0,28	0,27	11,4	7,4	2,0	1,6
		s	10,6	12,3	0,13	0,10	2,6	2,2	0,5	0,5
nHt	12	x	17,2	14,4	0,18	0,26	9,1	7,6	0,9	0,9
		s	7,4	5,1	0,08	0,14	2,8	3,6	0,5	0,6
nHr	4	x		20,2		0,21		10,7		0,7
		s		7,5		0,13		2,7		0,5
Fr	13	x	17,9	33,3	0,22	0,21	10,4	16,1	0,5	0,4
		s	3,9	14,1	0,12	0,07	2,6	5,9	0,3	0,1
Gr	5	x	33,6	16,9	0,17	<0,1	15,2	17,9	0,4	0,2
		s	12,0	10,0	0,05		3,4	7,3	0,1	0,1

1996* - teilweise keine Horizontzuordnung
x - Mittelwert, s - Standardabweichung

Weiterhin wurden die Gesamtgehalte der Elemente Al, As, Cu, Cr, Pb, Ca, K und S im Boden bestimmt. Dabei

zeigten sich 2000 gegenüber 1996 keine signifikanten bzw. tendenziellen Veränderungen. Ursachen können zum einen die hohe Affinität an die organische Substanz (wie z. B. Cu, Pb und evtl. As), stabile pH-Verhältnisse innerhalb der Untersuchungsjahre (Al) sowie sich überlagernde Prozesse sein (S: Immobilisierung durch FeS₂-Bildung ↔ Freisetzung von H₂S).

Ca²⁺ und K⁺ als austauschbar gebundene, leicht lösliche Ionen nehmen über den Beobachtungszeitraum ab. Mg²⁺ reagiert träger als Ca²⁺. (Tabelle 3)

Tabelle 3: Ausgewählte Makronährstoffe

Horizont	n		S _t [M.-%]		Ca _t [g/kg]		K _t [g/kg]		Mg _t [g/kg]	
			1996*	2000	1996*	2000	1996*	2000	1996*	2000
nHm	12	x	0,3	0,2	73,9	62,7	1,5	0,7	1,8	1,9
		s	0,1	0,1	61,1	45,4	0,6	0,3	0,3	0,3
nHa	16	x	0,4	0,3	74,7	59,8	1,3	0,6	1,6	1,7
		s	0,2	0,2	55,0	38,5	0,5	0,3	0,6	0,4
nHt	12	x	1,0	1,1	60,9	67,4	1,1	0,6	1,7	1,3
		s	0,4	0,9	46,0	47,2	0,9	0,3	0,3	0,5
nHr	4	x		3,4		32,0		1,9		1,7
		s		1,1		15,2		1,1		0,5
Fr	13	x	2,5	1,0	20,4	12,2	3,0	3,0	2,1	4,4
		s	0,5	0,7	11,3	4,6	1,0	0,7	0,5	1,9
Gr	5	x	1,3	0,5	16,4	7,9	3,3	1,8	5,8	2,3
		s	0,7	0,3	5,3	5,5	0,7	0,5	2,5	2,2

1996* - teilweise keine Horizontzuordnung
x - Mittelwert, s - Standardabweichung

Schlussfolgerung und Ausblick

Es bestätigte sich, dass ein Teil der bodenchemischen Parameter auch nach 46 Monaten Wiedervernässung einer intensiven Dynamik unterworfen sind, so dass ihre Veränderungen kurzfristig kontrolliert werden müssen.

Zusammenfassend lässt sich formulieren, dass die Freisetzung redoxsensitiver Elemente infolge der durch die Wiedervernässung der Niedermoorfläche gesunkenen Redoxpotentiale zu Abnahmen der Fe_t-, Fe_{ox}- und Mn_t-Gehalte führten. Mit der Reduktion der Fe- und Mn-Oxide und -Hydroxide wurden die in ihnen festgelegten Elemente Phosphor und einige Schwermetalle mobil und trugen so zur Verringerung der Bodengesamtgehalte bei. Des weiteren fand ein Austrag an austauschbar gebundenen und leicht löslichen Ionen, insbesondere Ca²⁺, K⁺ statt.

Durch weiterführende Untersuchungen, die den wachsenden Schilfbestand berücksichtigen sowie die Untersuchungsergebnisse der Bodenlösung einbeziehen, können in einer Bilanz Aussagen über die Speicher- bzw. Quellenfunktion der Niedermoorfläche bezüglich der Nähr- und Schadstoffe getroffen werden.

Literatur

Gensior, A. & Zeitz, J. (1999): Einfluss einer Wiedervernässungsmassnahme auf die Dynamik chemischer und physikalischer Bodeneigenschaften eines degradierten Niedermoores. Arch. für Nat. Lands., 38, 267-302.

Scheffer, F. & Schachtschabel, P. [Hrsg.] (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. 14. Aufl., Enke, Stuttgart, 494 S.

Zur Verwendung von bodenchemischen Parametern für die Bewertung der Archivfunktion von Böden

Jutta Zeitz¹⁾, René Bräunig²⁾

1.) IST-Zustand bei der Bewertung der Archivfunktion

Im Bundesbodenschutzgesetz wird der Schutz der Archivfunktion von Böden gleichrangig mit dem Schutz der natürlichen Funktionen genannt (siehe § 1 des Gesetzes), aber im Gegensatz zu diesen bestehen kaum Methoden der Parameter- und Kriterienzuweisung und damit der Bewertbarkeit. Eine Recherche bezüglich der Kriterien zur Bewertung der Archivfunktionen ergab für 10 Bundesländer das folgende Ergebnis: am häufigsten wurden die Kriterien „naturgeschichtliche Urkunde; landeskundlicher Wert morphogenetischer Einheiten; erdgeschichtliche Besonderheiten“ mit 9 Nennungen, gefolgt von „kulturgeschichtliche Urkunde; spezifische historische Nutzungsformen; besondere kulturhistorische Merkmale und Profilaufbau“ mit 7 Nennungen registriert, und „Seltenheit; wissenschaftliche Bedeutung“ war mit 5 Nennungen am geringsten vertreten (Blossey & Lehle, 1998). Die überwiegende Anzahl der Bundesländer verwendet ausschließlich verbal beschreibende Definitionen.

In den o.g. Erhebungen fehlte das Bundesland Brandenburg. Für dieses legt Schmidt, R. (2000) eine Unterscheidung der Archivböden in 3 Kategorien vor, wobei Böden als Archive der Naturgeschichte und als Archive der Kulturgeschichte vergleichbar mit anderen Bundesländern definiert sind. Von besonderem Interesse ist die 3. Kategorie: Referenzböden. Schmidt (2000) versteht darunter „Böden mit einer naturnahen und/oder für die Region besonders typischen Ausprägung, die der Einordnung und dem Vergleich von Böden und Bodeneigenschaften dienen und die in der Regel wissenschaftlich dokumentiert sind“. Hierzu zählen die Bodendauerbeobachtungsflächen, Eichstandorte von Bodenkartierungen und Langzeitversuchsflächen wissenschaftlicher Einrichtungen. Letztere sind z.B. die weltberühmten Dauerversuche landwirtschaftlicher Forschung in Bad Lauchstädt, Thyrow oder Dahlem, welche zunehmend durch finanzielle Engpässe oder wie

in Dahlem sogar durch Überbauung gefährdet sind. Die Böden der Kategorie „Archive der Kulturgeschichte“ sind mittels 5 dem Naturschutz angelehnten Kriterien und 2 Stufen der Priorität zu bewerten (Tab.1).

Tab. 1: Böden der Kategorie „Archive der Kulturgeschichte“ (Vorschläge für das Land Brandenburg; nach Schmidt, R.; 2000)

Archivböden	Kriterien					Bewertung	
	Flächengröße	Naturnähe	Seltenheit	Repräsentanz	Alter	Priorität A	Priorität a
Naturnahe Moore mit ihren Pollen und Großresten als Archiv der Kulturgeschichte		X	X		X	(X)	X
Alt-Kippen des ehemaligen Braunkohlebergbaus mit eigenständiger Bodenentwicklung von wissenschaftlicher Bedeutung (v.a. wenn sie datiert sind)				X	X	X	
Wölbäcker als historische Flur- und Nutzungsform			X	X	X	X	
Urgeschichtliche Schluchten mit ihren Schwemmfächern	X			X	X	(X)	X
Böden historisch alter Wälder		X		X	X	(X)	X

(Aussagen in Klammern beziehen sich auf Teile mit höherer Priorität, z.B. durch besondere Ausprägung oder Altersdatierung bzw. auf bekannte, konkret untersuchte Standorte, die in jedem Fall zu schützen sind)

Dabei haben Standorte der Priorität A in jedem Fall eine sehr hohe eigenständige Bedeutung, weil „deren Beeinträchtigung unwiederbringliche Zeugnisse der Natur- und Kulturgeschichte bzw. wissenschaftliche besonders bedeutsame Dokumentationsobjekte zerstört“ (Schmidt, 2000).

Nach Rösch (1997) ist ein Boden schützenswert, wenn er einen Quellenwert besitzt. Dies ist allerdings sehr subjektiv behaftet, da es abhängt von der Fähigkeit, diese Quellen zu erkennen und zu interpretieren. Als Bodenmerkmale mit historischem Quellenwert werden von Rösch (1997) und Hierold & Bork (1998) genannt:

- 1.) Stratigraphie: Lage von Schichten zueinander bzw. von Funden in Schichten

¹⁾Humboldt-Universität zu Berlin, Institut für Pflanzenbauwissenschaften, FG Bodenkunde und Standortlehre, Invalidenstraße 42, D-10115 Berlin; e-mail: jutta.zeitz@agrar.hu-berlin.de; ²⁾Arbeitsgemeinschaft Baugrund Archäologie Schirmer & Bräunig GbR, Simon-Dach-Str. 38; D-10245 Berlin

- 2.) Artefakte: vom Menschen geformte Gegenstände als datierbares Kulturgut; insbesondere auch Holzkohle
- 3.) Biogene Reste: Mikro-(Pollen, Sporen) und Makrofossilien (Pflanzen-, Tier-, Menschenreste)
- 4.) Chemische Merkmale: Vorkommen bzw. Konzentrationen von Stoffen (z.B. *P als Siedlungszeiger*).

2.) P-Untersuchungen am archäologischen Grabungs-ort Berlin-Biesdorf

Durch Begehungen waren die Fundplätze seit Mitte der dreißiger Jahre bekannt und wurden extensiv als Grünland genutzt. 1998 erfolgte die Erschließung des Gebietes für ein neues Stadtteilzentrum und somit die Gefährdung der Fundplätze. Diese befinden sich im Stadtteil Berlin-Biesdorf, am Rand des Berliner Urstromtales mit geringer Entfernung zur Hochfläche des Barnims (Grundmoränenplatte der Weichselvereisung). Gekennzeichnet ist das Gebiet durch die Wuhle, welche noch 1839 auf Karten als eine 100 m breite, feuchte Talaue verzeichnet war. Siedlungsbegünstigend kamen außer der Wassernähe auch das Angebot von Rohstoffen; so wurden Raseneisenerz und Wiesenalk abgebaut.

Der Investor des Stadtteilzentrums wurde zur Durchführung von bauvorbereitenden Ausgrabungen beauftragt, diese werden im Umfang von ca. 20.000 m² seit 1999 durchgeführt. Der Grabungsstandort gehört zu den umfangreichsten Nordostdeutschlands für die germanischen Siedlungen der älteren römischen Kaiserzeit (Zeitraum von Christi Geburt bis 189 nach Christus); es konnten Nachweise des Siedlungsgeschehens bis in die späte Bronzezeit (800 vor Christus) gebracht werden.

Auf dem Fundplatz wurde der Oberboden 0 – 30 cm maschinell entfernt und dann ab Verbraunungshorizont manuell abgetragen bis auf ein Niveau, auf dem Befunde erkennbar waren. Die Flächen wurden in Planquadraten von 5 x 5 m bearbeitet, fotografiert und zeichnerisch dokumentiert. Die Bodenproben (Gesamtumfang 192) wurden aus 30 – 50 cm Tiefe in einem Raster von 50 x 50 cm über dem vermuteten Hausgrundriss unter Umgehung sichtbarer Befunde entnommen. Die Bestimmung des Gesamtphosphates im Boden erfolgte mittels Perchlorsäureaufschluss modifiziert nach Pagel (1982). Die P-

Gesamtgehalte wurden mit dem Programm *Surfer* flächenhaft für die Grabungsstelle dargestellt und mit dem zeichnerisch dokumentierten Hausgrundriss verschnitten. Die P-Gesamtgehalte schwanken in einem Bereich von 100 mg /kg Boden bis 580 mg / kg Boden und konzentrieren sich innerhalb der Hausanlage an zwei Stellen: einerseits im Eingangsbereich, wo eine höhere menschliche und tierische Aktivität vorhanden war und wo vermutlich auch eine Entsorgung von Nahrungsresten erfolgte, und andererseits ist im hinteren Teil des Hauses der Teil der Stallungen durch sehr hohe P-Werte gekennzeichnet. Dieser Teil wird vom restlichen Haus auch durch gut sichtbare Pfosten getrennt. Außerhalb des Hauses fällt neben einer sichtbaren Fundstätte eines Vorratsbehälters eine nur durch sehr hohe P-Gehalte nachweisbare Stelle auf, die vermutlich ebenfalls der Bevorratung diente.

Die Ergebnisse zeigen, dass die Bestimmung des P-Gesamtgehaltes sehr gut geeignet ist, insbesondere in schlecht durch Funde dokumentierten Grabungsstätten als Siedlungszeiger zu fundieren. Dies stimmt sehr gut mit Veröffentlichungen von Gerhardt (1976) überein, der die P-Methode bei der Untersuchung der eisenzeitlichen Ackerfluren von Flögeln-Haselhörn verwendete. Auch bei den Schlachtfeldgrabungen in Kalkriese bei Osnabrück konnten mittels P-Untersuchungen wesentliche Aussagen zur Archivfunktion der Böden gewonnen werden (Tolkendorf-Lienemann, 2001).

3.) **Schlussfolgerungen**

- 1.) Die Bewertungskriterien und Parameter für die Archivfunktion von Böden sollten trotz Beachtung regionaler Besonderheiten vergleichbar und konkret bundesweit definiert werden.
- 2.) Böden sollten nicht nur als Archive der Natur- und Kulturgeschichte, sondern nach einem Vorschlag von Schmidt (2000) erweitert werden auf die Referenzböden.
- 3.) Die Untersuchung des P-Gesamtgehaltes in Böden auf Verdachtsflächen bezüglich der Archivfunktion sollte als Standardparameter gefordert werden.

(Die Literaturzitate können bei Bedarf zugeschickt werden)

Cadmium-Bodenbilanz und modifizierte Risikoabschätzung zur Bewertung von Cadmumeinträgen aus der P-Mineraldüngung

Dipl.-Ing. Gerhard Zethner¹⁾, Dr. Heide Spiegel²⁾

Problemstellung

Im Zuge der Erweiterung der EU 1995 wurde den neuen Mitgliedsstaaten Finnland, Schweden und Österreich zugestanden, ihre existierenden Grenzwerte für Cd in P-Düngemitteln beizubehalten. In einem Review-Prozess sollte nunmehr bis Ende 2001 von der EU-Kommission entschieden werden, ob die Union im Bereich der EU-Düngemittel einen Cd-Grenzwert benötigt oder diese Mitgliedsstaaten ihren Grenzwert aufgeben müssen. Im Rahmen dieses EU-weiten Review-Prozesses sollten die Risiken durch Cadmium in P-Mineraldüngern bezüglich Umwelt (Boden und Wasser) und menschlicher Gesundheit erfasst werden. Die EU-Mitgliedsstaaten wurden aufgefordert, eine Cadmium-Bilanz und eine modifizierte Risikoabschätzung für Ackerböden in einer vergleichbaren Form zu erstellen. Die Modifikation der Risikoabschätzung (nach TGD 1996) war auf Grund des engen Zeitrahmens und der teilweise beschränkten Datenlage in den Mitgliedsstaaten notwendig. Die regional unterschiedlichen Cd-Ein- und Austräge sollten erfasst, bewertet und einem Algorithmus folgend für eine Periode von 100 Jahren prognostiziert werden.

Modellbildung

Abb. 1 zeigt ein EU-weit harmonisiertes Flussdiagramm. In Österreich wurden anhand der Bodenzustandsinventuren Mittelwerte und Verteilungen der Cadmiumgehalte in Ackerböden ermittelt. Auf Basis dieser Daten und der Niederschlagsverhältnisse erfolgte eine Untergliederung in 52 Kleinproduktionsgebiete (Abb. 2). Von den Cadmium-Einträgen erwies sich die atmosphärische Deposition ($2,1 \text{ g ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) als besonders relevant (Böhm & Roth, 2001). Als weitere Einträge wurden Mineraldünger, Wirtschaftsdünger und Sekundärrohstoffdünger in absteigender Bedeutung erfasst. Als Austrag aus dem Boden wurden der Pflanzenentzug und die ausgewaschene Cd-Menge berücksichtigt.

Als Algorithmus für die quantitative Verteilung des Cadmiums zwischen der gelösten und der im Boden gebundenen Phase wurde – wie von der Mehrheit der teilnehmenden EU-Mitgliedsstaaten – der Ansatz von McBride et al. (1997) gewählt. Anhand eines adaptierten Modells von W.W. Wenzel (2000) auf ModelMaker 3.0 wurde ein Zeitraum von 100 Jahren simuliert.

1)Umweltbundesamt GmbH, Spittelauer Lände 5, A-1090 Wien; Tel.: ++43/1/31304/3610, Fax: ++43/1/31304/3700, Email: zethner@ubavie.gv.at, Webpage: <http://www.ubavie.gv.at>

2)Bundesamt und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Spargelfeldstrasse 191, A-2127 Wien, Tel. ++43/1/73216/3152, Fax: ++43/1/73216/3107, Email: aspiegel@bfl.gv.at Webpage: www.bfl.gv.at

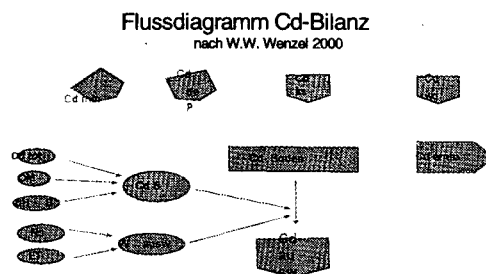
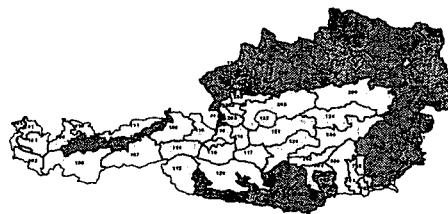


Abb. 1: Flussdiagramm Cadmium – Bilanz

Die Simulation wurde sowohl mit dem derzeit feststellbaren mittleren Cadmiumgehalt von $25 \text{ mg kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ im Phosphatdünger als auch nach Aufgabe des österreichischen Grenzwertes ($75 \text{ mg kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$) mit dem abgeschätzten Gehalt von $90 \text{ mg kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$ gerechnet. Randbedingungen der Modellerstellung waren die konstant gehaltenen Einflussgrößen Pflanzenentzug, atmosphärische Deposition und Cd-Eintrag aus dem Wirtschaftsdünger. Als variabel beobachtet wurden der Cd-Gehalt im Boden und im Perkolationswasser.

Vorwiegende Ackerbaugebiete



Quelle: BA für Agrarwirtschaft, Wien

Abb. 2: Lage der 52 Kleinproduktionsgebiete

Cd-Bodenbilanzergebnisse

In der Modellrechnung wurden Mittelwerte von den in den Bodenzustandsinventuren österreichischer Bundesländer ermittelten Parametern (Cd-Bodengehalte, org. Substanz, pH-Werte) verwendet und damit die Veränderung der Cd-Gehalte im Boden für die nächsten 100 Jahre prognostiziert. Tab. 1 zeigt die Veränderung der Cd-Mittelwerte. Es ist ersichtlich, dass die Cd-Gehalte im Boden in 100 Jahren um 43% ansteigen werden, bei Aufgabe des Grenzwertes ist im Mittel eine 74%ige Erhöhung zu erwarten (Tab.1).

	Cd Concentration in Soil ($\text{mg kg}^{-1} \text{ DM}$) 25 $\text{mg Cd kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$			Cd Concentration in Soil ($\text{mg kg}^{-1} \text{ DM}$) 90 $\text{mg Cd kg}^{-1} \text{ P}_2\text{O}_5$		
	Time Elapsed (years)	1	100	% increase	1	100
Max	0.5	0.579	12	0.5	0.657	31
Min	0.15	0.250	67	0.15	0.327	116
Mean	0.242	0.345	43	0.243	0.423	74
Standard Deviation	0.072	0.070	-3	0.072	0.070	-3
Weighted Mean	0.228	0.333	46	0.228	0.412	81
95% Percentile	0.402	0.509	27	0.402	0.589	47

Tab. 1: Änderung des Cd-Bodengehaltes bei unterschiedlichen Cd-Gehalten im P-Mineraldünger

Betrachtet man den - mit dem Anteil an Ackerland in der jeweiligen Region - gewichteten Mittelwert, ist mit einer Erhöhung der Cd-Gehalte von 46% und 81% zu rechnen. Bei der Cd-Konzentration im Sickerwasser zeigt sich der Anstieg in weniger dramatischem Ausmaß im Mittel mit 20% bzw. 37% und beim gewichteten Mittel mit 21% bzw. 38%. Davon kann abgeleitet werden, dass derzeit bereits bei Fortschreibung des Istzustandes eine leichte Anhebung des Cd-Gehaltes im Boden verursacht wird. Steigen die Einträge aus den Mineraldüngern, so wird dieser Effekt verstärkt. Betrachtet man die Extremstandorte in den Gebieten wird die Belastung bisher wenig belasteter Böden besonders deutlich (Tab. 2).

Time Elapsed (years)	Cadmium content (mg kg ⁻¹) DM 25 mg Cd kg ⁻¹ P ₂ O ₅			Cadmium content (mg kg ⁻¹) DM 90 mg Cd kg ⁻¹ P ₂ O ₅		
	1	100	% increase	1	100	% increase
Max	1.9	1.922	2	1.9	1.985	5
Min	0.052	0.161	310	0.052	0.24	461

Tab. 2: Änderung des Cd-Bodengehaltes an extremen Standorten bei unterschiedlichen Cd-Gehalten im P-Mineraldünger

Tendenziell sind steigende Cd-Gehalte in Böden mit höheren pH-Werten und auf trockenen Standorten zu beobachten. Höhere Cd-Austräge werden auf Standorten mit höheren Niederschlägen und niedrigen pH-Werten erwartet. Werden die Ergebnisse anderer EU-Mitgliedsstaaten (9 beteiligt) betrachtet, so zeigt sich zumeist ein ähnlich beunruhigendes Bild.

Cd-Risikoabschätzung

Die Risikoabschätzung für die Umwelt wird anhand einer Verhältniszahl - der prospektischen Risikokonzentration (PNEC) zur vorhergesagten Cd-Konzentration in den Umweltkompartimenten (PEC) - ausgedrückt. Jeder Wert >1 weist auf eine potentielle Gefährdung hin. In der Tab. 3 wird dies besonders im Sickerwasser bei einem PNEC von 0,047 µg l⁻¹ beim gewichteten Mittelwert mit einem PEC/PNEC von 2,6 bzw. 2,9 feststellbar. Wird der 95% Perzentilwert betrachtet ist ein Wert von 6,9 bzw. 7,9 zu erwarten.

Aus diesen Zahlen wird ersichtlich, dass v.a. beim Sickerwasser sowohl bei der Fortschreibung des Status Quo als auch insbesondere bei der Aufgabe des österreichischen Grenzwertes ein Risiko für das Umweltkompartiment Wasser gegeben ist. Der Quotient PEC/PNEC für den Boden erreicht (bei einem PNEC von 0,18 mg kg⁻¹ und einer unterstellten 60%igen Bioverfügbarkeit) 1,1 bzw. 1,4. Bei Berücksichtigung der 95% Perzentilwerte werden Quotienten von 1,7 bzw. 2,0 erreicht.

Zusammenfassung und Ausblick

Die Simulationsrechnungen zeigen eine Zunahme der Cadmiumgehalte im Boden im Prognosezeitraum von 100 Jahren. Die Bodengehalte werden sich in einigen Regionen merklich erhöhen, wobei unter Berücksichtigung der Bioverfügbarkeit ein Teil dieser Böden den PNEC von 0,18 mg kg⁻¹ TS Cadmium im Mittel überschreiten - dagegen werden bei den 95% Perzentilwerten die Überschreitungen deutlicher.

Die Cd-Gehalte im Sickerwasser zeigen sich besonders in niederschlagsarmen Regionen und niedrigen pH-Werten im Mittel deutlich über dem PNEC von 0,047 µg l⁻¹ belastet. Eine Beeinträchtigung der Grundwasserqualität scheint auf lange Sicht nicht ausgeschlossen zu sein. Die Simulationen ergeben auch eine leichte Erhöhung der Cadmium-Entzüge durch Erntepflanzen. Wird ein durchschnittliches Diätverhalten unterstellt, ändert sich die vom Menschen aufgenommene Cadmiummenge im Lauf der Jahre unwesentlich. Wird jedoch vermehrt vegetarisches Essverhalten oder/und Selbstversorgung unterlegt, wird die Aufnahme merklich erhöht. Durch andere Cd-Aufnahmen etwa durch Zigarettenrauch oder in besonders empfindlichen Lebensabschnitten - Schwangerschaft bzw. Kindheitsphasen - bzw. bei Vorliegen sonstiger negativer Dispositionen kann bei Risikogruppen der WHO-PTDI von 70 µg Tag⁻¹ erreicht werden. Damit können Gesundheitsschäden im Einzelfall nicht mehr ausgeschlossen werden, zumal der WHO-PTDI ohne Sicherheitszuschlag festgelegt wurde. Die Bodenwissenschaften sind aufgefordert, die Ergebnisse durch Einrichtung und Betrieb von Bodendauerbeobachtungsflächen zu verifizieren und Verteilungskoeffizienten zu prüfen. Die Absicherung der atmosphärischen Depositionsmengen sollte - als wichtiger quantitativer Faktor in der Bilanz - ebenfalls erfolgen. An die Umweltpolitik ergibt sich daraus die Forderung nach einer umfassenden Kontrolle und Beschränkung der wichtigsten Eintragspfade.

PNEC (µg l ⁻¹)	Values with 25 mg Cd kg ⁻¹ P ₂ O ₅ (µg l ⁻¹)		Values with 90 mg Cd kg ⁻¹ P ₂ O ₅ (µg l ⁻¹)	
	time = 1 year	time = 100 years	time = 1 year	time = 100 years
0.047				
Weighted Mean	0.0988	0.1199	0.0989	0.1368
PEC/PNEC	2.1	2.6	2.1	2.9
95% Per-centile	0.2752	0.3261	0.2757	0.3707
PEC/PNEC	5.8	6.9	5.9	7.9

Tab. 3: Änderung des Risiko-Verhältniszahlen PEC/PNEC im Sickerwasser bei unterschiedlichen Cd-Gehalten im P-Mineraldünger

Literatur

- Böhm, K., Roth, K., (2001): Eintrag diffuser Schwermetall-Depositionen aus der Luft auf landwirtschaftlich genutzte Flächen Ostösterreichs, Messbericht 1999, unveröffentlicht
- McBride, M., S. Sauvé, W. Hendershot (1997): Solubility Control of Cu, Zn, Cd and Pb in Contaminated Soils, European Journal of Soil Science, 48, 337-346
- Umweltbundesamt (2000): A Risk Assessment for Cadmium in Austria based on the Recommendations of ERM, Final Report; in Druckvorbereitung
- Wenzel W., W. (2000): Soil Cadmium Balances II, Model Cadmium Concentrations in Soil Solutions, under contract to the Federal Ministry of Environment, Youth and Family, unveröffentlicht

Wasserinfiltration auf konventionell und konservierend bearbeiteten Ackerböden bei Simulation von Intensivniederschlägen

B. Zimmerling, O. Nitzsche, W. Schmidt, St. Krück und M. Zimmermann¹

1 Einleitung

Die konservierende Bodenbearbeitung hat sich als Schutzmaßnahme vor Wassererosion bewährt. Da Wassererosion an das Auftreten von Oberflächenabfluss gebunden ist, wird angenommen, dass durch die konservierende Bodenbearbeitung nach Intensivniederschlägen als Folge einer erhöhten Infiltration dieser vermindert wird. Unter der Voraussetzung, dass der Oberflächenabfluss Vorflut besitzt, müsste die konservierende Bodenbearbeitung einen Beitrag zum vorsorgenden Hochwasserschutz leisten.

Hierzu werden Ergebnisse zur Infiltration von konservierend und konventionell bearbeiteten Ackerflächen vorgestellt.

2 Standort und Methodik

Die Untersuchungen wurden von März 2000 bis Mai 2001 im Oberlausitzer-, Mulde- und Mittelsächsischen Lösshügelland durchgeführt. Auf 10 Schlägen erfolgte nebeneinander in Hanglage die Anlage von Varianten mit konventioneller und dauerhafter konservierender Bodenbearbeitung. Auf diesen Bearbeitungsvarianten wurden insgesamt 20 vergleichende Untersuchungen zu verschiedenen Fruchtarten und Zeitpunkten mit jeweils zwei Niederschlagssimulationen pro Bearbeitungsvariante durchgeführt. Zur Beregnung wurde ein transportabler Niederschlagssimulator verwendet, der mit einer schwenkbaren Flachstrahldüse (VeeJet 80/100) ausgestattet war. Die Niederschlagsintensität betrug $1,9 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. Die Beregnung dauerte 20 min. Eine abgegrenzte Fläche von 1 m^2 diente zur Bestimmung des Oberflächenabflussanteils. Die Differenz aus Niederschlagsintensität und Oberflächenabflussrate stellt die Infiltrationsrate dar. Zur Auswertung der Infiltrationsergebnisse wurde ein Verfahren herangezogen, welches zum Vergleich von zwei unabhängigen Stichproben mit kleinen Umfängen und großen Spannweiten geeignet ist (in SACHS 1999). Es wurden Differenzen gepaarter Beobachtungen gebildet (konservierend-konventionell), der Median und das dazugehörige 90 %-Konfidenzintervall berechnet sowie der Vorzeichentest von Dixon und Mood ($\alpha=10 \%$) durchgeführt.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Differenz in der Gesamteinfiltration zwischen der konservierenden und der konventionellen Bearbeitung betrug im Median $+4,6 \text{ mm}$. Da das dazugehörige Konfidenzintervall mit $+4,2$ bis $+7,1 \text{ mm}$ vollständig im positiven Bereich lag, kann von einer erhöhten Infiltration bei konservierender Bearbeitung ausge-

gangen werden. Dies wurde auch durch den Vorzeichentest bestätigt.

Im Weiteren war von Interesse, inwieweit sich die Infiltrationsverläufe zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung unterscheiden. Hierzu mussten die Infiltrationsverläufe parametrisiert wer-

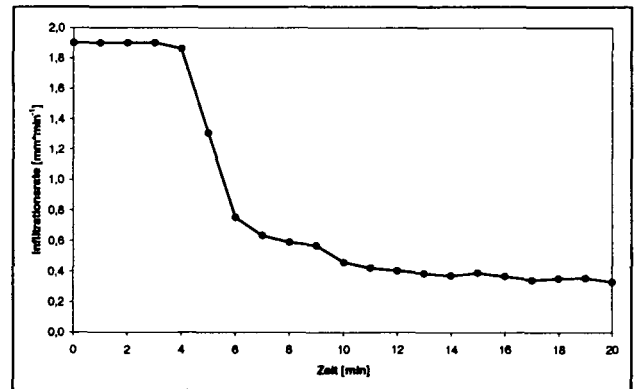


Abb. 1: Infiltrationsverlaufbeispiel

den. In Abbildung 1 ist ein typischer gemessener Infiltrationsverlauf auf einem konventionell bearbeiteten Ackerboden (Zuckerrüben) dargestellt. Zunächst infiltrierte die gesamte Niederschlagsmenge. Ab der vierten Minute setzte Oberflächenabfluss ein. Im weiteren Verlauf nahm die Infiltration rasch ab und näherte sich konstanten Endinfiltrationsraten an. Folglich mussten die Verläufe so parametrisiert werden, dass eine Unterscheidung hinsichtlich Oberflächenabflussbeginn, Steilheit der Infiltrationsabnahme und Höhe der Endinfiltration möglich war. Auf verschlammungsanfälligen Böden werden Infiltrationsgleichungen mit exponentieller Abnahme empfohlen (MWENDRA u. FEYEN 1993). Damit wird eine Parametrisierung der Endinfiltrationsrate und der Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme erreicht. Eine Beschreibung des Oberflächenabflussbeginns ist damit jedoch nicht möglich.

Ein ähnliches Problem bestand bei der Beschreibung der pF-Kurve nach BROOKS u. COREY (1966). Deshalb haben sich s-förmige pF-Kurvenverläufe durchgesetzt. Dieser Ansatz wurde für die Beschreibung der Infiltrationsverläufe übernommen. Hierzu wurde die Gleichung von VAN GENUCHTEN (1980) übernommen und die Parameter so transformiert, dass nachstehende Gleichung zur Beschreibung von Infiltrationsverläufen herangezogen werden kann.

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

¹ Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft; Postfach 221161; 04131 Leipzig

mit

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

Mit dieser Infiltrationsgleichung lässt sich die Infiltrationsrate (i) in Abhängigkeit von der Zeit (t) über den gesamten Simulationszeitraum berechnen. Benötigt werden die Initial- (i_i) und die Endinfiltrationsrate (i_f). Die Initialinfiltrationsrate entspricht der Niederschlagsintensität und die Endinfiltrationsrate kann als direkt gemessen betrachtet werden. Weiterhin werden zur Beschreibung des s-förmigen Kurvenverlaufs die Parameter α und n benötigt, die unverändert aus der van Genuchten-Gleichung übernommen wurden. Auf eine Veränderung des Parameters α reagiert der Kurvenverlauf mit einer Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns. Die Steilheit der Infiltrationsabnahme und die Endinfiltrationsraten bleiben konstant. Der Parameter n hat Einfluss auf die Steilheit der exponentiellen Infiltrationsabnahme. Unter zu Hilfenahme der transformierten van-Genuchten-Gleichung ist es möglich, Unterschiede im Infiltrationsverlauf zwischen konservierender und konventioneller Bearbeitung hinsichtlich Verschiebung des Oberflächenabflussbeginns ($\Delta\alpha$), der Steilheit der exponentiellen Abnahme (Δn) und der Endinfiltrationsrate (Δi_f) herauszuarbeiten. Bedingung hierfür ist, dass alle gemessenen Infiltrationsverläufe so beschrieben werden können. Wie Abbildung 2 zeigt, war dies der Fall.

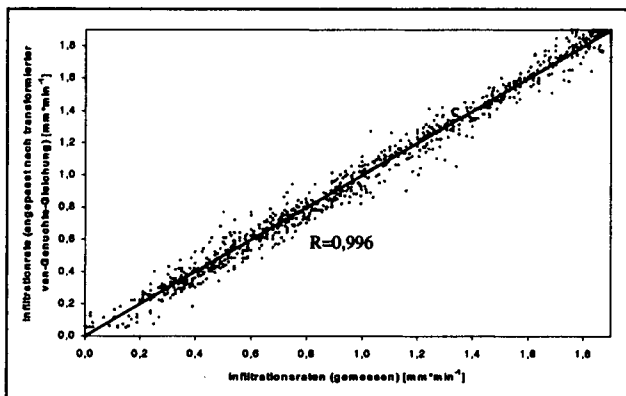


Abb. 2: Van-Genuchten Infiltration vs. gemessene Infiltration

Hinsichtlich des Oberflächenabflussbeginns kann bei der konservierenden Bearbeitung im Konfidenzintervall von einer Verschiebung um +1,7 bis +3,1 min ausgegangen werden. Der Median beträgt +2,4 min. Auch der Vorzeichentest bestätigt den verzögerten Oberflächenabflussbeginn. Eine Veränderung in der Steilheit der exponentiellen Abnahme konnte nicht nachgewiesen werden, da die untere Grenze des Konfidenzintervalls 0 beträgt und die Nullhypothese beim Vorzeichentest nicht abgelehnt werden konnte. Selbst die obere Grenze (+0,03) würde nur geringfügige Veränderungen im Kurvenverlauf zur Folge haben. Das Konfidenzintervall für die Änderung der Endinfiltrationsraten liegt mit +0,2 bis +0,43 $\text{mm}\cdot\text{min}^{-1}$ vollständig im positiven Bereich, so dass mit einer

Erhöhung der Endinfiltrationsraten bei konservierender Bearbeitung gerechnet werden kann. Dies wurde durch den Vorzeichentest bestätigt. Im Median ergibt sich eine Erhöhung der Endinfiltrationsrate um $+0,3 \text{ mm}\cdot\text{min}^{-1}$.

Auf der Basis dieser Ergebnisse kann für das bereits in Abbildung 1 gezeigte Beispiel eine Prognose des Infiltrationsverlaufs gegeben werden, wenn anstatt der konventionellen Bearbeitung der Schlag mehrjährig konservierend bearbeitet worden wäre (Abb. 3).

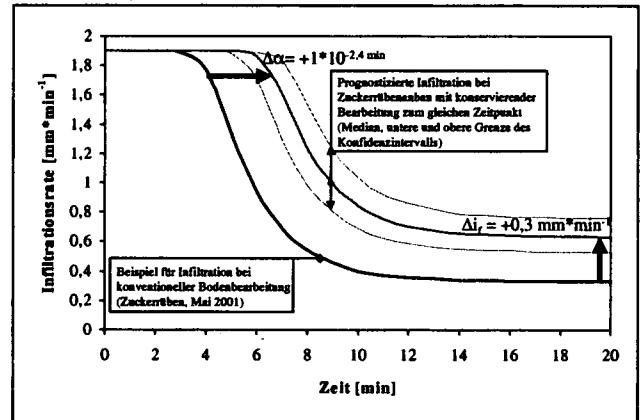


Abb. 3: Wasserinfiltration bei unterschiedlicher Bearbeitung
Für dieses Beispiel ist davon auszugehen, dass bei konservierender Bodenbearbeitung auf Grundlage des Konfidenzintervalls 5,1 bis 9,8 mm mehr in den Boden infiltriert. Im Umkehrschluss bedeutet dies eine Minderung des Oberflächenabflusses um 51 bis 98 $\text{m}^3\cdot\text{ha}^{-1}$.

4 Fazit

Bei Intensivniederschlägen infiltriert in konservierend bearbeiteten Ackerböden eine signifikant höhere Niederschlagsmenge als bei konventioneller Bearbeitung. Die Anwendung der transformierten van Genuchten-Gleichung ist zur Beschreibung der Infiltration und zur Herausarbeitung von Unterschieden im Infiltrationsverlauf geeignet. Die erhöhte Infiltration bei konservierender Bearbeitung ist auf einen verzögerten Oberflächenabflussbeginn und erhöhte Endinfiltrationsraten zurückzuführen. Veränderungen in der Steilheit der exponentiellen Abnahme der Infiltration konnten nicht nachgewiesen werden.

Somit ist davon auszugehen, dass eine dauerhafte konservierende Bodenbearbeitung einen Beitrag zu einem vorbeugenden Hochwasserschutz leistet.

Literatur

- Brooks, R.H.; Corey, A.T. (1966): Properties of porous media affecting fluid flow. J. Irrig. Drain. Div. (Am. Soc. Civil Eng.). 92: 61-88.
- Mwenda, E.J.; Feyen, J. (1993): Tillage and rainfall effects on infiltration and predictive applicability of infiltration equations. Soil Sci. 156: 20-27.
- Sachs, L. (1999): Angewandte Statistik. Anwendung statistischer Methoden. 9. Auflage. Springer. Berlin-Heidelberg.
- Van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 44: 892-898.

Humusformen im Waldgrenzökoton (Oberengadin, Schweiz)

Bettina Hiller¹ & Gabriele Broll²

Einleitung

Der Begriff Waldgrenzökoton wird nach HOLTMEIER (2000) als der Übergangssaum zwischen dem geschlossenen Wald und den obersten Vorposten der den Wald bildenden Baumarten definiert. Der Waldgrenzökoton ist durch ein kleinräumiges Standortmosaik gekennzeichnet, das hauptsächlich vom Mikrorelief und der Exposition bestimmt wird (vgl. u. a. HOLTMEIER & BROLL, 1992). Für Humusformen im Hochgebirge gibt es bislang kaum Vorschläge für ein systematisches Ansprache- und Klassifikationsschema. Humusformen auf Carbonatgestein wurden u. a. von BOCHTER et al. (1981) näher beschrieben, während Humusformen auf einem silikatischen Ausgangsmaterial bislang hauptsächlich im Zusammenhang mit standortkundlichen Untersuchungen zu Böden und Vegetation behandelt wurden (vgl. u. a. KUBIENA, 1953; NEUWINGER, 1970; BERNIER & PONGE, 1994; BEDNORZ et al., 2000). Deshalb stehen folgende Fragen im Mittelpunkt der Untersuchungen:

- Welche Humusformen lassen sich an den im Waldgrenzökoton des Oberengadins charakteristischen Standorttypen abgrenzen?
- Wie wirkt sich die kleinräumige Variabilität der Standortbedingungen im Waldgrenzökoton auf die Humusformen aus?
- Mit welchen morphologischen Merkmalen lassen sich die Humusformen charakterisieren?

Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befindet sich an einem nordwest-exponierten Hang im Oberengadin in den Schweizer Zentralalpen. Die Untersuchungsfläche umfaßt den gesamten Waldgrenzökoton von der oberen Grenze des geschlossenen Waldes (2240 mNN) bis zur alpinen Stufe (2400 mNN). Das Ausgangssubstrat wird vorwiegend von Hangschutt- und Moränenmaterial aus kristallinen Gesteinen wie Dioriten und Gabbrodioriten gebildet. Das Klima des Oberengadins ist durch eine vergleichsweise hohe Amplitude der Tages- und Jahrestemperaturen und relativ geringe jährliche Niederschläge geprägt. Die Vegetation der Untersuchungsfläche wird durch ein Mosaik von Zwergsträuchern, Flechten und Gräsern charakterisiert. Nach der Lage im Relief und der Vegetation wurden verschiedene Standorttypen im Waldgrenzökoton abgegrenzt. Im folgenden wird auf die Standorttypen Zwergstrauch-Flechten-Mosaik und Grasbestände eingegangen.

Methoden

Die Humusformen im Waldgrenzökoton wurden mit einer Rasterkartierung (10-m-Raster) und entlang hangparalleler Transekte aufgenommen. Die Ansprache der Humusformen erfolgte nach GREEN et al. (1993). Nach horizontbezogener Beprobung der organischen Auflagen wurde am lufttrockenen Probenmaterial der pH-Wert mit einer 0,01 molaren CaCl₂-Lösung bestimmt. Für die Bestimmung von C_{org} und N_t (CARLO ERBA Nitrogen Analyser 1500) wurde das Probenmaterial mit einer Zentrifugalmühle homogenisiert.

Ergebnisse und Diskussion

Die Humusformen im Waldgrenzökoton sind durch eine Akkumulation von organischer Substanz gekennzeichnet. Für die Ansprache und Klassifikation der Humusformen hat sich mit einigen Einschränkungen die Humusformenklassifikation von GREEN et al. (1993) als geeignet erwiesen. An nahezu allen Standorten ist eine organische Auflage ausgebildet, so daß es sich bei den Humusformen vorwiegend um Auflagehumusformen handelt, die nach GREEN et al. (1993) als Mor und Moder angesprochen werden. Standorte ohne organische Auflagen sind auf Bereiche mit einem äolischen oder fluviatilen Austrag von Streu und organischem Feinmaterial begrenzt. Es handelt sich demnach um Hagerhumusformen (AG BODEN, 1994).

Die Humusformen weisen, beeinflusst vom kleinräumigen Mosaik der Standortbedingungen, eine sehr hohe räumliche Variabilität auf (vgl. Abb. 1). So werden exponierte Kuppenstandorte mit einer Vegetation aus Zwergsträuchern und Flechten vorwiegend von Mor-Humusformen, hauptsächlich (Tenuic) Humimors, dominiert, während in Mulden, deren Vegetation von Gräsern bestimmt ist, vorwiegend Moder-Humusformen, wie Rhizic Leptomoder oder Rhizic Mullmoder, vorkommen. Die Humusformen dieser beiden Standorttypen unterscheiden sich kaum hinsichtlich der Gesamtmächtigkeit der organischen Auflagen, deren Variabilität im gesamten Waldgrenzökoton insgesamt sehr hoch ist. Die Morphologie der Humusformen ist durch H-Horizonte bestimmt. Im Vergleich dazu sind L- und F-Horizonte nur sehr geringmächtig ausgebildet und häufig kaum zu differenzieren.

Die Humusformen der Standorttypen Zwergstrauch-Flechten-Mosaik und Grasbestände unterscheiden sich deutlich hinsichtlich der Art und Intensität der Durchwurzelung. Am Standorttyp Grasbestände ist eine sehr intensive Durchwurzelung mit Feinwurzeln der oberen

¹ Institut für Didaktik der Geographie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, E-mail: hillerb@uni-muenster.de

² Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, E-mail: brollg@uni-muenster.de

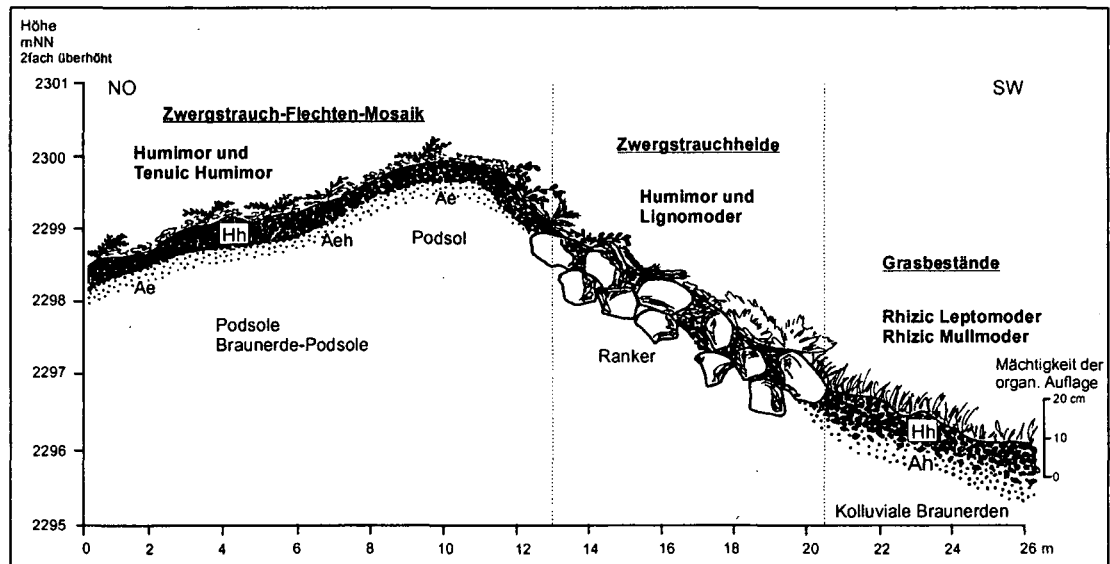


Abb. 1: Transekt Waldgrenzökoton (2300 mNN) – Humusformen und Böden

vier bis sechs Zentimeter der organischen Auflage ausgebildet, während am Standorttyp Zwergstrauch-Flechten-Mosaik die Durchwurzelung weniger intensiv, der Anteil von z. T. verholzten Grobwurzeln jedoch deutlich höher ist. Weiterhin unterscheiden sich die Humusformen aufgrund der Trennbarkeit bzw. des Übergangs von organischer Auflage zum mineralischen Oberboden. Am Standorttyp Zwergstrauch-Flechten-Mosaik ist der Übergang zum zumeist podsoligen A-Horizont in der Regel deutlich bis scharf mit einer guten Trennbarkeit ausgebildet, während am Standorttyp Grasbestände der Übergang diffus ist, so daß die organische Auflage und der A-Horizont kaum zu trennen sind. Darüber hinaus ist am Standorttyp Grasbestände organisches und mineralisches Feinmaterial intensiver miteinander vermischt als am Standorttyp Zwergstrauch-Flechten-Mosaik. Als weitere differenzierende morphologische Merkmale der Humusformen im Waldgrenzökoton sind die Mächtigkeit der organischen Auflage, das Verhältnis der Mächtigkeit der organischen Auflage zum mineralischen Oberboden, die Art des F-Horizonts (GREEN et al. (1993) unterscheiden Fm, Fa und Fz nach der Zusammensetzung der Organismengemeinschaft) und die Lagerungsart des H-Horizonts zu nennen. Weiterhin ist die Art des A-Horizonts bzw. die Intensität von Podsolierung ein differenzierendes Merkmal (vgl. HILLER, 2001).

Schlußfolgerungen

- Die Standortbedingungen im Waldgrenzökoton führen zur Bildung von Auflagehumusformen. An von Zwergsträuchern dominierten Kuppenstandorten werden die Humusformen nach GREEN et al. (1993) überwiegend als Mor-Humusformen angesprochen, während in von Gräsern bestimmten Mulden vorwiegend Moder-Humusformen mit einer intensiven Durchwurzelung verbreitet sind.

- Beeinflußt von den kleinräumig wechselnden Standortbedingungen weisen die Humusformen eine hohe räumliche Variabilität auf.
- Zur Charakterisierung und Differenzierung der Humusformen können verschiedene morphologische Merkmale (Mächtigkeit der organischen Auflage, Art des F-Horizonts, Lagerungsart des H-Horizonts, Durchwurzelung, Vermischung von mineralischem und organischem Feinmaterial, Übergang und Trennbarkeit von organischer Auflage und Mineralboden, A-Horizont) herangezogen werden.

Literatur

AG BODEN (1994): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.

BEDNORZ, F., REICHSTEIN, M., BROLL, G., HOLTMEIER, F.-K. & W. URFER (2000): Humus forms in the forest-alpine tundra ecotone at Stillberg (Dischmatal, Switzerland): spatial heterogeneity and classification. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 32 (1): 21-29.

BERNIER, N. & J.F. PONGE (1994): Humus form dynamics during the sylvogenetic cycle in a mountain spruce forest. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 183-220.

BOCHTER, R., NEUERBURG, W. & W. ZECH (1981): Humus und Humusschwund im Gebirge. Nationalpark Berchtesgaden Forschungsberichte 2. Berchtesgaden.

GREEN, R.N., TROWBRIDGE, R.L. & K. KLINKA (1993): Towards a taxonomic classification of humus forms. *Forest Science Monograph* 29: 1-49.

HILLER, B.R. (2001): Humusformen im Waldgrenzökoton (Oberengadin, Schweiz). Dissertation Universität Münster. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 9. Münster.

HOLTMEIER, F.-K. (2000): Die Höhengrenzen der Gebirgswälder. Arbeiten aus dem Institut für Landschaftsökologie 8. Münster.

HOLTMEIER, F.-K. & G. BROLL (1992): The influence of tree islands on microtopography and pedoecological conditions in the forest-alpine tundra ecotone on Niwot Ridge, Colorado Front Range, U.S.A. *Arctic and Alpine Research* 24 (3): 216-228.

KUBIENA, W.L. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europs. Stuttgart.

NEUWINGER, I. (1970): Böden der subalpinen und alpinen Stufe in den Tiroler Alpen. *Mitteilungen der Ostalpin-dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde* 11: 135-150.

Bioverfügbarkeit von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und polychlorierten Biphenylen (PCB): Vorhersage der Aufnahme in Regenwürmer mit Hilfe von Festphasen-Extraktions-Disks

Martin Krauss und Wolfgang Wilcke

1. Einleitung

Die Bioverfügbarkeit bestimmt die ökotoxikologische Wirkung organischer Schadstoffe in Böden (Alexander, 1995). In einer Reihe neuerer Arbeiten konnte gezeigt werden, dass nur ein Teil der organischen Schadstoffgehalte in Böden bioverfügbar ist (Alexander, 1995; Reid et al., 2000). Diese kann mit „milden“ Extraktionsverfahren, z.B. mit Lösungsmittel-Wasser-Gemischen (Kelsey et al., 1997; Tang et al., 1999) oder Festphasen(mikro)extraktionen (Sijm et al., 2000), gekennzeichnet werden. Letztere Methoden sollen die Verteilung der Substanzen zwischen Boden und Organismen simulieren. Ihre Vorteile liegen im Vergleich zu Batchextraktionen in einer geringen Veränderung der organischen Bodensubstanz während der Extraktion und einer möglichen Anwendung im Freiland.

Wir untersuchten, ob sich die Verfügbarkeit von PAK und PCB für Regenwürmer (*Lumbricus terrestris* L.) durch eine Extraktion des Bodens mit Octadecyl-modifizierten Silicagel-Festphasen-Extraktions-Disks (C_{18} -Disks) vorhersagen lässt.

2. Material und Methoden

Wir beprobten 25 urbane und periurbane Oberböden (0-5 cm) in der Stadt Bayreuth und der unmittelbaren Umgebung (Tabelle 1). Anhand von 11 der 25 untersuchten Böden (Datensatz A) wurden Modelle entwickelt, um die Biota-zu-Boden-Akkumulationsfaktoren ($BSAF = \text{Gehalt im Regenwurm in mg (kg Lipid)}^{-1} / \text{Gehalt im Boden in mg (kg } C_{org})^{-1}$) aus den Verteilungskoeffizienten C_{18} -Disk - Boden ($K_{disk} = \text{Gehalt in der Disk in mg (kg } C_{18}\text{-C)}^{-1} / \text{Gehalt im Boden in mg (kg } C_{org})^{-1}$) vorherzusagen. Diese wurden mit den übrigen 14 Böden (Datensatz B) durch den Vergleich gemessener und vorhergesagter $BSAF$ validiert.

Die PAK- und PCB-Gesamtgehalte wurden mit beschleunigter Lösemittelextraktion bestimmt (Hexan:Aceton 2:1; Dionex ASE 200). Die Extraktion mit C_{18} -Disks (SPE disk ENVI™-18 DSK, Ø 47 mm, Supelco) erfolgte bei 40 °C für 15 d mit 10 g Boden in 50 ml demineralisiertem Wasser. Anschließend wurden die Disks getrocknet und mit Hexan eluiert. Im Labor wurden jeweils drei mal drei Regenwürmer für 15 d jedem Boden ausgesetzt, danach 2 Tage zum Auskoten in feuchtem Filterpapier gelagert, gefriergetrocknet und extrahiert.

Wir bestimmten 20 PAK und 12 PCB in allen Proben: Naphthalin, Acenaphthylen, Acenaphthen, Fluoren, Phenanthren, Anthracen, Fluoranthen, Pyren, Benz(a)anthracen, Chrysen+Triphenylen, Benzo(b+j+k)fluoranthene, Benzo(a)pyren, Benzo(e)pyren, Perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Dibenz(a,h)anthracen, Benzo(ghi)perylen, PCB-Kongener 8, 20, 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180, 199, 206 und 209. Die Identifizierung und Quantifizierung der PAK und PCB erfolgte mittels Gaschromatographie-Massenspektrometrie. Details zur Methodik finden sich in Krauss et al. (2000) und Krauss & Wilcke (2001).

Tab. 1: Eigenschaften der verwendeten Böden (Spannen).

	$\Sigma 20\text{PAK}$ mg kg ⁻¹	$\Sigma 12\text{PCB}$ µg kg ⁻¹	pH (KCl)	C_{org} g kg ⁻¹
Datensatz A	0,3-186	1,2-158	4,4-7,1	10-48
Datensatz B	0,2-19,6	1,1-40,5	3,3-7,2	6-105

3. Ergebnisse und Diskussion

Die mittleren $BSAF$ der PCB reichten von 0,75 bis 60 und nahmen mit zunehmendem Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizienten (K_{OW}) zu, diejenigen der PAK lagen zwischen 0,13 und 0,41 und waren unabhängig vom K_{OW} (Abb. 1). Die K_{disk} -Werte nahmen für PAK und PCB mit zunehmendem K_{OW} ab. Die geringere Bioverfügbarkeit der PAK im Vergleich zu den PCB wurde durch niedrigere K_{disk} -Werte widerspiegelt (Abb. 1).

Die $BSAF$ der höhermolekularen PAK wie auch der PCB wurden durch die Disk-Extraktion unterschätzt, diejenigen der niedermolekularen PAK wurden dagegen überschätzt (Abb. 2). Dieses Ergebnis deutet an, dass PAK und PCB sich nicht nur passiv zwischen Boden und Regenwurm verteilen. Vermutlich kommt es im Regenwurmdarm durch die Auflösung organischer Substanz zu einer verstärkten Freisetzung aller PAK und PCB, die zu einer erhöhten Aufnahme führt. Zudem fressen Regenwürmer selektiv feinere und C_{org} -reiche Bodenpartikel, die höhere PAK- und PCB-Gehalte aufwiesen. Die vergleichsweise niedrigen $BSAF$ s der niedermolekularen PAK sind vermutlich auf eine schnelle Metabolisierung dieser Substanzen zurückzuführen, die die höhere Aufnahme z.T. kompensiert.

Die $BSAF$ der einzelnen PAK und PCB im Datensatz A konnten durch stoffspezifische Regressionsgeraden $\log BSAF = a \log K_{disk} + b$ vorhergesagt werden ($r = 0,47-0,87$). Um die $BSAF$ aller PAK bzw. aller PCB vorherzusagen zu können, leiteten wir ein universelleres Modell für die beiden Stoffklassen her, in das K_{disk} - und K_{OW} -Werte

einflussen. Für die PAK und PCB korrelierten die Konstanten b der stoffspezifischen Regressionsgleichungen mit $\log K_{OW}$ (PAK: $r = 0,71$; PCB: $r = -0,84$), dagegen waren die Steigungen a unabhängig von $\log K_{OW}$ und variierten wenig. Um stoffklassenspezifische Gleichungen abzuleiten, wurden die Mittelwerte der Steigungen der $\log K_{OW}$ - $\log BSAF$ -Beziehungen (PAK: 0,44; PCB: 0,75) verwendet und die Konstanten b als Funktionen von $\log K_{OW}$ ausgedrückt (PAK: Gleichung 1; PCB: Gleichung 2):

$$\log BSAF = 0,44 \log K_{disk} + 0,20 \log K_{OW} - 1,24 \quad (1)$$

$$\log BSAF = 0,75 \log K_{disk} - 0,53 \log K_{OW} + 4,45 \quad (2)$$

Die Terme „0,44 $\log K_{disk}$ “ in Gleichung 1 und „0,75 $\log K_{disk}$ “ in Gleichung 2 beschreiben die Beziehung zwischen Bioverfügbarkeit und Extrahierbarkeit mit C_{18} -Disks, die den desorptionskontrollierten Aufnahmeschritt darstellt. Die Terme „+0,20 $\log K_{OW}$ “ in Gleichung 1 und „-0,53 $\log K_{OW}$ “ in Gleichung 2 beschreiben die Abweichungen von dieser Beziehung aufgrund nicht desorptionskontrollierter Prozesse. Im Falle der PAK war dies die Metabolisierung und im Falle der PCB eine verstärkte Aufnahme der niedermolekularen Verbindungen.

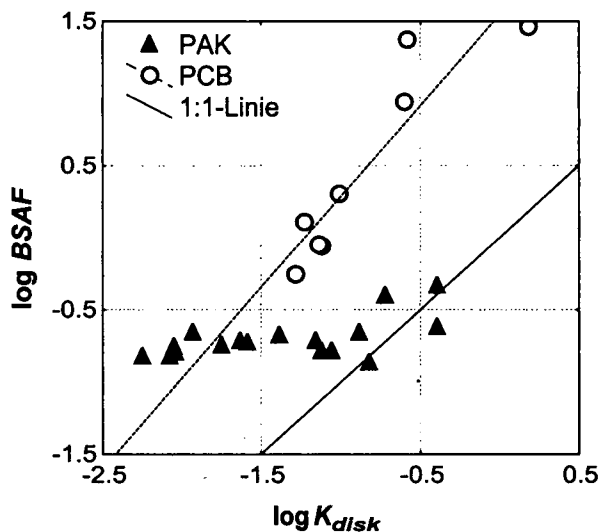


Abb. 2: Zusammenhang zwischen den mittleren $BSAF$ und mittleren K_{disk} -Werten der PAK und PCB im Datensatz A ($n = 11$).

Sowohl das stoffspezifische als auch das stoffklassenspezifische Modell waren geeignet, die $BSAF$ der PAK und PCB im Datensatz B innerhalb eines Faktors von 10 bis 15 vorherzusagen (Krauss & Wilcke, 2001).

4. Schlussfolgerungen

Der Vergleich der Akkumulation von PAK und PCB in Regenwürmern zeigt, dass neben Sorptionsprozessen und deren Steuergrößen auch Aufnahme- oder Transformationsmechanismen in den Organismen berücksichtigt werden müssen. Unsere Arbeit deutet an, dass sich Aufnahmeprozesse zwischen verschiedenen Stoffklassen deutlich unterscheiden, sich aber innerhalb der Stoffklassen hinreichend genau mit einfachen physikochemischen Parametern, z.B. dem K_{OW} -Wert, beschreiben lassen.

5. Dank

Wir danken Wolfgang Zech für die Unterstützung, dem Bayreuther Institut für Terrestrische Ökosystemforschung für die Nutzung des ASE und der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Förderung (DFG Ze 154/38-1, -3).

6. Literatur

Alexander, M. (1995). Environ. Sci. Technol. 29, 2713-2717.
 Kelsey, J.W., B.D. Kottler & M. Alexander (1997). Environ. Sci. Tech. 31, 214-217.
 Krauss, M., W. Wilcke & W. Zech (2000). Environ. Sci. Technol. 34, 4335-4340.
 Krauss, M. & W. Wilcke (2001). Environ. Sci. Technol., in Druck.
 Reid, B.J., K.C. Jones & K.T. Semple (2000). Environ. Pollut. 108, 103-112.
 Sijm, D., R. Kraaij & A. Belfroid (2000). Environ. Pollut. 108, 113-119.
 Tang, J., B.K. Robertson & M. Alexander (1999). Environ. Sci. Technol. 33, 4346-4351.

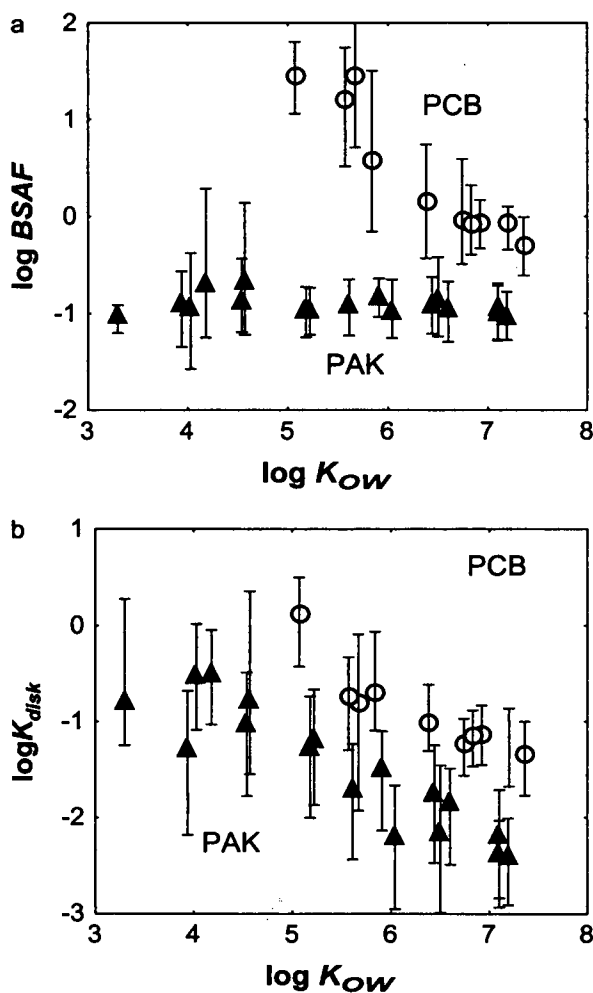


Abb. 1: (a) $BSAF$ und (b) K_{disk} -Werte der PAK und PCB im Datensatz A in Abhängigkeit von $\log K_{OW}$ (Mittelwerte und Spannen, $n = 11$).

Der Alpenraum, eine Wiege der Bodenökologie

von Hans Sticher*

Einleitung

Schon um 1900 herum wies Ramann¹ in seinem wegweisenden Lehrbuch der Bodenkunde [Ramann 1905] darauf hin, dass bei 100 m Erhebung die mittlere Jahrestemperatur mit rund -0.5°C etwa gleich stark abnimmt wie zwischen zwei Breitengraden von Süd nach Nord (Distanz rund 1100 km), und dass daher im Gebirge leichter allgemeine Beziehungen zwischen dem Bodenleben und der Lage des Standorts abzuleiten seien. Hinweise auf solche Beziehungen finden sich in der Tat schon in der Renaissance. So berichtete der Humanist und Geograph Enea Silvio Piccolomini² (der spätere Papst Pius II) über die Abfolge der Vegetationsstufen am Monte Amiata im Apennin, und der Veroneser Apotheker Francesco Calzeolari wies nach einer Besteigung des Monte Baldo im Jahr 1554 auf die Bedeutung der Insolation für die Vegetationsentwicklung hin³. Der Zürcher Universalgelehrte Conrad Gessner⁴ schlug nach einer Besteigung des Pilatus bei Luzern (1555) eine Einteilung der Vegetation nach Höhenstufen vor, wie sie im wesentlichen noch heute Gültigkeit hat.

Die erste umfassende Beschreibung der (Schweizer) Alpen geht auf den Zürcher Universalgelehrten Johann Jakob Scheuchzer⁵ zurück, der zwischen 1694 und 1711 neunmal den Alpenraum durchwanderte und sich dabei mit der Gebirgsmorphologie, dem Klima, den Gewässern, dem Boden, aber auch mit Kristallen, Pflanzen und Tieren (inkl. Paläontologie) befasste. Die erste geologische Beschreibung verdanken wir dem Genfer Horace-Bénédict de Saussure⁶, der zwischen 1774 und 1789 zahlreiche Expeditionen in den Alpenraum unternahm und seine Beobachtungen in einem vierbändigen Werk „Voyages dans les alpes“ niederlegte. Geologische Exkursionen in die Alpen unternahm ab 1791 auch Hans Conrad Escher⁷ aus Zürich, von dem über 900 naturgetreue Ansichten und Panoramen sowie ein umfangreicher Reisebericht „Fragmente über die Naturgeschichte Helvetiens“ erhalten sind. Eschers Sohn⁸ führte die Arbeiten seines Vaters weiter, begründete die moderne Stratigraphie der Alpen und setzte sich mit der Glaziologie und Geomorphologie des Alpenraumes auseinander.

Im zweiten Drittel des 18. Jh. löste das Gedicht „Die Alpen“ des Berner Arztes und Naturforschers Albrecht von Haller⁹ europaweit ein Interesse, ja eine Begeisterung für die Alpen aus. Anlass zu dem Gedicht bildete eine mehrmonatige Reise durch die Schweizer Alpen, die Haller 1728 als 20-Jähriger zusammen mit seinem Freund Johannes Gessner¹⁰ aus Zürich unternommen hatte. Das 49-strophige beschreibend-philosophische Gedicht, das auf Vergils

Geogica und Lukrez' *De Natura Rerum* zurückgreift, stellt die kraftvoll-reine Natur- und Menschenwelt des Hochgebirges der verweichlichenden Unnatur der Zivilisation gegenüber.

In der Folge fanden sich immer mehr Reisende ein, die den Mut aufbrachten, das bislang gefürchtete Gebirge zu bezwingen. Berühmt geworden sind vor allem die drei Schweizer Reisen (1775, 1779 und 1797) von Goethe, den das St. Gotthard-Massiv als Zentrum der Alpen magisch anzog. In den selben Jahrzehnten fanden zahlreiche Erstbesteigungen hoher Alpengipfel statt, so 1778 der Monte Rosa (4638 m NN) und 1786 der Mont Blanc, mit 4807 m NN der höchste Berg des Alpenmassivs.

Die 35. Strophe des Haller'schen Gedichtes beschreibt den Übergang von den Voralpen zu den Hochalpen:

*Dort senkt ein kahler Berg die glatten Wände nieder,
Den ein verjährtes Eis dem Himmel gleich getürmt;
Sein frostiger Kristall schickt alle Strahlen wieder,
Den die gestiegne Hitz im Krebs umsonst bestürmt.
Nicht fern von diesem streckt, voll futterreicher Weide,
Ein fruchtbares Gebürg den breiten Rücken her;
Sein sanfter Abhang glänzt von reifendem Getreide,
Und seine Hügel sind von hundert Herden schwer.
Den nahen Gegenstand von unterschiednen Zonen
Trennt nur ein enges Tal, wo kühle Schatten wohnen.*

Wir erkennen im Text zahlreiche Charakteristika einer Gebirgslandschaft, so „glatte Wände“, „verjährtes Eis“ (Gletscher), „breite Rücken“, „sanfter Abhang“, „unterschiedne Zonen“, „enges, schattiges Tal“. Gleichzeitig wird gezeigt, wo das Gebirge landwirtschaftlich nutzbar ist, es ist die Rede von „reifendem Getreide“ auf dem „sanften Abhang“ und weiter von „futterreicher Weide“ auf dem „breiten Rücken“. Eindrücklicher kann die Zonierung der Gebirgslandschaft („der Gegenstand von unterschiednen Zonen“¹¹) nicht beschrieben werden.

Ob dieser augenfälligen Vielfalt erstaunt es nicht, dass bodenökologische und pflanzensoziologische Zusammenhänge im Alpenraum schon sehr früh und mit großer Intensität erforscht worden sind und bis heute nicht an Interesse eingebüßt haben. Diesem Umstand ist es zu verdanken, dass die Bodenkunde im Alpenraum und speziell in der Schweiz seit ihren Anfängen weniger im Dienste der Landwirtschaft stand, sondern stets sehr stark ökologiebetont war.

Beispiele früher bodenökologischer Forschung im Alpenraum

a) Relief und Lokalklima

Die Pioniere der ökologischen Bodenkunde und Geobotanik, v.a. Hans Jenny¹² und Hans Pallmann¹³ sowie Carl Schröter¹⁴ und Josias Braun-Blanquet¹⁵ haben in der Tat ihre wissenschaftlichen Wurzeln im Alpenraum. Selbst Jennys klassisches Buch «Factors of Soil Formation», das 1941 in den USA herauskam [Jenny 1941], lässt sich in seinen Grundzügen bis zu seinen frühen Arbeiten im Alpenraum zurückverfolgen [Braun-Blanquet und Jenny 1926; Jenny 1930]. Vereinzelt bodenökologische Untersuchungen finden sich indessen bereits im 18. Jahrhundert. So maßen Scheuchzer und de Saussure auf ihren Reisen durch die Alpen laufend Luft-, Wasser- und Boden-

* Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstraße 3, CH-8952 Schlieren. sticher@ito.umnw.ethz.ch

temperaturen. Ab der Mitte des 19. Jh. wurden zuerst durch Fankhauser in Bern [Anon. 1869] und dann durch Bühler in Zürich [Bühler 1895] im Voralpen- und Alpengebiet zahlreiche Messstationen eingerichtet, die der kontinuierlichen Erfassung der Bodentemperatur sowie des Wasserhaushaltes dienten.

Um 1900 herum erfolgten die ersten systematischen Erhebungen der Bodenfauna, die in Zusammenhang mit den klimatischen und standörtlichen Bedingungen diskutiert wurden [Bretscher 1900, Diem 1903]. Diese Projekte standen allerdings noch als Einzelunternehmungen da. Der Durchbruch kam um 1916 herum, als Braun-Blanquet auf Anregung von Schröter begann, im 1914 gegründeten Schweizer Nationalpark im Engadin die Vegetation standortskundlich zu kartieren. Da er sich außerstande sah, seine Ideen einer umfassenden Standortskarakterisierung im Alleingang umzusetzen, scharte er „Helfer“ um sich, die sich, eng mit ihm zusammenarbeitend, mit der Geologie, dem Klima, der Biologie und dem Boden des Gebietes befassten, so S. Brunies, E. Campell, E. Frey, C. Meylan, H. Jenny, H. Pallmann u.v.a.

Krönung dieser Arbeiten und ohne Zweifel die Sternstunde der frühen Bodenökologie war die umfassende Erforschung des Posahügels (Plan de Posa) am Ofenpass bei Il Fuorn. Auf dem dolomitischen Rundhügel, ca. 200 m im Durchmesser und rund 100 m aufragend, wurden rundherum alle notwendigen Untersuchungen gemacht, um die Zusammenhänge zwischen dem Lokalklima, der Bodenentwicklung und der Vegetation vernetzt beschreiben zu können. Eine Liste der wichtigsten Untersuchungen und einige hervorstechende Resultate sollen hier genügen, um die richtungsweisende Pionierleistung der Gruppe um Braun-Blanquet und Pallmann für die Etablierung einer vernetzten interdisziplinären Bodenökologie zu würdigen: Vegetationskartierung (inkl. Kryptogamen), Bodenkartierung, Leitprofile mit kontinuierlicher Messung der Temperatur über, auf und im Boden, horizontbezogene Bestimmung der biologischen Aktivität (Cellulose- und Proteinabbau), horizontbezogene Bestimmung der Bodenfauna und -flora (Mikroorganismen, Algen). [Düggeli 1925; Pallmann und Frei 1943; Stöckli, Pallmann und Frei 1943; Richard 1946; Braun-Blanquet et al. 1954].

b) Chronosequenzen

Neben den Einflüssen von Gestein, Klima (v.a. Lokalklima) und Relief bieten die Alpen zahlreiche Möglichkeiten, Chronosequenzen zu verfolgen. Während des Holozäns gab es periodisch geringfügige Klimaschwankungen, die mit einem Vorstoß, bzw. Rückgang der Gletscher verbunden waren. In der Folge bildeten sich zahlreiche, vor allem in der neueren Zeit exakt datierbare Moränen und Ablagerungen, die eine fast lückenlose Erforschung der Bodenbildung und Ökosystementwicklung erlauben. So hat Hans Jenny im Vorfeld des Rhonegletschers eine enge Beziehung zwischen dem Alter der Moränen und dem Stickstoff-, bzw. Humusgehalt der Böden gefunden [Jenny 1965].

Moderne Methoden erlauben es heute, die frühen Erkenntnisse aus der Alpenökologieforschung zu verfeinern, zu differenzieren und zu verallgemeinern. Wegen ihrer vielgestaltigen Topographie bilden Gebirgslandschaften nach wie vor ideale Voraussetzungen für das vergleichende Studium bodenökologischer Prozesse und Zusammenhänge.

- ¹ Ernst Ramann (*30.4.1851 in Dorotheenstadt, Thüringen, †19. 1.1926 in München). Prof. für Bodenkunde an der Universität München. Für Ramann war 1900 in München der erste eigentliche Lehrstuhl für Bodenkunde im deutschen Sprachraum eingerichtet worden.
- ² Enea Silvio Piccolomini (*18.10.1405 in Corsignano, †14.8.1464 in Ancona. Jurist, Humanist und Geograph. Gründer der Universität Basel. Wurde 1458 als Pius II zum Papst gewählt.
- ³ Für die Hinweise betr. Piccolomini und Calzeolari danke ich Herrn Prof. Dr. H. Zoller (Basel) herzlich.
- ⁴ Conrad Gessner (*26.3.1516 in Zürich, †ebd. 13.12.1565). Philologe, Arzt, Zoologe und Botaniker. Hauptwerk: *Historia Animalium*.
- ⁵ Johann Jakob Scheuchzer (*2.8.1672 in Zürich, †ebd. 23.6.1733). Arzt, Naturforscher und Universalgelehrter. Hauptwerke: *Itinera alpina* (1708), *Natur-Historie des Schweizerlandes* (ab 1706), *Physica sacra* (1731-35).
- ⁶ Horace-Bénédict de Saussure (*17.12.1740 in Genf, †ebd. 22.1.1799), Geologe und Physiker. Hauptwerk „*Voyages dans les Alpes*“ (4 Bände, 1779 – 1796).
- ⁷ Hans Conrad Escher von der Linth (*24.8.1767 in Zürich, †ebd. 9.3.1823), Staatsmann, Geologe, Ingenieur und Künstler, Vater und Leiter der Linthkorrektion.
- ⁸ Arnold Escher von der Linth (*8.6.1807 in Zürich, †ebd. 12.7.1872), Sohn von Hans Conrad Escher, Prof. für Geologie an der Universität und am Polytechnikum in Zürich, Begründer der modernen Stratigraphie der Alpen, Pionier der Glaziologie und Geomorphologie.
- ⁹ Albrecht von Haller (*16.10.1708 in Bern, †ebd. 12.12.1777), Arzt, Dichter, Naturforscher, Staatsmann. 1736 bis 1753 Professor für Anatomie, Chirurgie und Botanik in Göttingen. Förderer der Göttinger Akademie.
- ¹⁰ Johannes Gessner (*13.8.1709 in Zürich, †ebd. 6.5.1790. Botaniker, Physiker und Mathematiker. Professor für Mathematik und Physik am Collegium Carolinum in Zürich. Begründer der Physikalischen Gesellschaft in Zürich (1746, heute: Naturforschende Gesellschaft).
- ¹¹ Hier bezog sich Haller wohl auf die Gliederung der Vegetation nach Höhenstufen, die Conrad Gessner 1555 nach einer Reise auf den Pilatus bei Luzern beschrieben hatte (vgl. Fußnote 3).
- ¹² Hans Jenny (*7.2.1899 in Basel, †9.1.1992 in Berkeley, USA). Studium der Landwirtschaft an der ETH Zürich, Diss. bei G. Wiegner; Prof. University of Missouri (1928 – 1936) und in Berkeley (1936 – 1967).
- ¹³ Hans Pallmann (*21.5.1903 in Frauenfeld, †13.10.1965 in Zürich). Prof. für Agrikulturchemie an der ETH Zürich (1935 – 1949), Präsident des Schweiz. Schulrates (1949 – 1965).
- ¹⁴ Carl Schröter (*19.12.1855 in Esslingen, Württemberg, †7.2.1939 in Zürich), Prof. für Botanik an der ETH Zürich. Pionier der Geobotanik, v.a. Arbeiten über Alpenpflanzen. Setzte sich schon vor 1900 für die Zusammenarbeit von Geobotanik und Bodenkunde ein. Vater des Schweiz. Nationalparks.
- ¹⁵ Josias Braun-Blanquet (*3.8.1884, †20.9.1980). PD ETH Zürich 1923 – 1930. Prof. Univ. Montpellier, Gründer und Leiter der „Station Internationale de Géobotanique Méditerranéenne et Alpine“ in Montpellier.

Ein ausführliches Literaturverzeichnis kann beim Autor angefordert werden.

Animierte Grafiken zur Bodengenese für den Einsatz in der Lehre

F. Bailly, Kassel *)

Allgemeines zu animierten GIF-Grafiken:

Das GIF-Format unterstützt die Möglichkeit, mehrere Grafiken in ein und derselben Datei zusammenzufassen und die Einzelgrafiken dieser Datei nacheinander auf dem Bildschirm erscheinen zu lassen, wobei die Anzeigedauer der einzelnen Bilder festgelegt werden kann. So kann man bewegte Elemente auf WWW-Seiten bringen, ohne Programmiersprachen wie Java verwenden zu müssen. Es können automatisch ablaufende "Dia-Shows" - bei Sequenzen verschiedenartiger Bilder - oder einfache Video-Animationen ("Daumenkino") - bei aufeinander aufbauenden, ähnlichen Bildern - erstellt werden.

Animierte Grafiken werden im Internet häufig als Werbe-Banner verwendet. Aber auch wissenschaftliche Ablaufprozesse, technische Handgriffe und andere zeitliche Abläufe lassen sich auf diese Weise visualisieren.

Erstellen animierter GIF-Grafiken:

■ Zur Erstellung der Einzelbilder benötigt man ein Grafikprogramm. Einfache Bitmap-Editoren wie Paint (Paintbrush) reichen oft bereits aus. Die Bilder müssen hinsichtlich ihrer Breite, Höhe und Farbpalette einheitlich sein und unter fortlaufend durchnummerierten Dateinamen abgespeichert werden.

■ Danach müssen die erstellten Einzelgrafiken zu animierten GIF-Grafiken zusammengefasst werden. Dies kann mit speziellen Programmen wie z.B. GIF Construction Set für Windows, GIF Merge für Unix, GIF Builder für Macintosh durchgeführt werden, aber auch in vielen größeren Bildbearbeitungsprogrammen bietet sich mittlerweile die Möglichkeit, animierte GIF-Grafiken zu erstellen. Die Verzögerungen bis zur Anzeige des jeweils nächsten Einzelbildes oder Angaben zur Transparenz des Bild-Hinter-

grundes werden über Kontrollbefehle eingegeben. Auch die Zahl der Abspielwiederholungen kann festgelegt werden; meist läuft die gesamte Bildsequenz als Endlos-Schleife ab.

■ Diese so erstellte animierte GIF-Grafik bettet man schließlich in ein Anzeigeprogramm ein, das sich in einem WWW-Browser öffnen lässt. Dazu stehen zahlreiche, erprobte Web-Editoren (HTML-Editoren) zur Verfügung. Die animierte Grafik kann dann durch Aufruf einer html-Datei wiedergegeben werden. Zumindest in den bewährten großen Browsern wie Internet Explorer oder Netscape erfolgt normalerweise eine korrekte Wiedergabe.

■ GIF-Animationen sollten eigentlich nur aus relativ kleinen Grafiken erzeugt werden (S.Münz, www.teamone.de/selfaktuell/), da andernfalls der Speicherbedarf der Datei zu groß wird oder die Animation (bei zu schwacher Prozessorleistung) nicht zügig abläuft. Dieser Gesichtspunkt konnte im vorliegenden Fall nur eingeschränkt berücksichtigt werden, weil die Animationen eine ausreichende Größe auf dem Bildschirm haben sollten. Es wurde daher versucht, durch Einschränkungen bei der Farbgebung und durch zusätzliche Komprimierung Ausgleich zu schaffen (Dateigrößen ca. 100-150 KB). Jedenfalls sollten zum Abspielen der so erstellten GIF-Animations-Programme nur Computer mit ausreichend leistungsstarken Prozessoren und genügend Arbeitsspeicher verwendet werden.

Visualisierung der Bodengenese:

■ Es wurde versucht, die Möglichkeit der Visualisierung von Ablaufprozessen auf Sequenzen der Bodengenese anzuwenden. Dazu wurden Bildreihen entwickelt, die die Entstehung von Böden aus dem Ausgangsgestein über Rohböden bis hin zu den weiter entwickelten Stadien und den derzeitigen Endstadien wiedergeben. Derartige Chronosequenzen wurden für Böden aus Sand, Löß/Geschiebemergel, Kalkstein, Sandstein u.ä., Basalt u.ä. erstellt.

*) Prof. Dr. F. Bailly, Eschebergstr. 81
D-34128 Kassel (f.bailly@t-online.de)

■ Für Böden unter dem Einfluss von Stauwasser, Grundwasser und Tide mussten zusätzlich auch Gesichtspunkte von Topo-(Hydro-)sequenzen berücksichtigt werden. Notwendigerweise laufen daher diese Bildreihen in ihrer Logik weniger eindimensional ab.

■ Die Text-Angaben, die im Programm zur Entwicklungstiefe der Böden, zur Zeitdauer der Bodenentwicklung und zu den Endstadien der Bodenentwicklung gemacht werden, beziehen sich auf Mitteleuropa mit einer maximalen Dauer der Bodenbildung von ca. 10.000 Jahren. Der Einfluss der pleistozänen Vorverwitterung wird berücksichtigt.

■ Das Programm veranschaulicht auf graphischem Wege einige Prinzipien der Bodenentstehung. Die Darstellungen sind vereinfacht und keineswegs erschöpfend oder lückenlos; sie sind in erster Linie als Hinweis auf prinzipielle Vorgänge und deren Größenordnungen gedacht.

Art der Kommentierung:

Die Art der schriftlichen Kommentierung auf dem Bildschirm ist über Buttons auswählbar:

- Kommentarlose Darstellung der jeweiligen Animation,
- Darstellung der Animation mit vereinfachten Erläuterungen (kurze Angaben zu den durchlaufenen Stadien der Bodenentwicklung) (für Anfänger),
- Darstellung der Animation mit detaillierten Erläuterungen (ausführlichere Angaben zu den Horizonten und zu den Prozessen) (für Fortgeschrittene).

Ergänzend steht ein kurzer Text über die wichtigsten Prozesse der Bodenbildung in Mitteleuropa zur Verfügung, sowie fotografische Abbildungen zu den Bodensequenzen und zur pleistozänen Vorverwitterung.

Kritische Anmerkungen zum Erscheinungsbild der Animationen:

■ Die Farbgebung ist nicht völlig naturgetreu und der Bewegungsablauf erfolgt etwas ruckartig: Dies wirkt zwar verfremdend, aber ein naturgetreuer "Film" wird auch nicht angestrebt.

■ Die Ablaufgeschwindigkeit muss bei der Erstellung der Animation systembedingt (leider) fest vorgegeben werden. Dies erfordert einen Kompromiss: Der Ablauf kann für Anfänger zunächst evtl. zu schnell, für Fortgeschrittene evtl. zu langsam sein.

■ Der Ablauf der Animation kann von den Benutzern systembedingt (leider) *nicht* selbst angehalten werden: Dies ist eher nachteilig.

■ Die Animation läuft als Endlos-Schleife: Dies ist eher vorteilhaft, denn so ist die Betrachtung beliebig oft möglich.

Verwendung des Programms:

Das Programm kann in erster Linie als Lehrmaterial in Schule, Lehre und Weiterbildung dienen. Die verwendeten Computer benötigen einen ausreichend starken Prozessor und genügend Arbeitsspeicher. Als Browser müssen Internet Explorer oder Netscape (in neueren Versionen) installiert sein. Die Benutzer des Programms sollten mit den wichtigsten Navigationselementen der Browser vertraut sein, um das Programm zügig benutzen zu können.

Lehrern bietet das Programm einen ergänzenden Zugang zu einigen bodenkundlichen Grundlagen. Es ersetzt nicht die einschlägigen Lehrbücher oder andere weiterführende Literatur.

Zusammenfassung:

1. Animierte Grafiken sind mit geeigneten Editoren bequem erstellbar.
2. Sie lassen sich in HTML-Dateien einbauen.
3. So sind sie mit Hilfe eines Browsers auf dem Bildschirm darstellbar.
4. Mit Hilfe von animierten Grafiken können auch die Prinzipien der Bodengenese visualisiert werden.
5. Die Art der ergänzenden Kommentierung einzelner Bodensequenz-Animationen kann von den Benutzern ausgewählt werden.
6. Ergänzend stehen ein kürzerer Text zu den Bodenbildungsprozessen sowie fotografische Abbildungen zur pleistozänen Vorverwitterung und zu den Bodensequenzen zur Verfügung.
7. Die Animationen sind als Material in Lehre, Schule und Weiterbildung einsetzbar.
8. Weitere Informationen sind auf der Homepage des Arbeitskreises "Boden in Unterricht und Weiterbildung" zu finden:
<http://www.aw.fh-osnabrueck.de/akboden>

Substrate und Böden des Jungmoränengebietes: Ein Bodenlehrpfad in der Greifswalder Umgebung

KONRAD BILLWITZ, PETER KÜHN & SABINE HELMS*

1 Einleitung

Mit der Bodenschutzgesetzgebung und mit der Sensibilisierung der Öffentlichkeit für Natur- und Umweltschutz hat das öffentliche Interesse an bodenkundlichem Wissen enorm zugenommen. Diesem Anspruch kommt das Geographische Institut der Universität Greifswald bei der Ausbildung von Diplomgeographen und Landschaftsökologen im Grundstudium sowie im Hauptstudium mit den Spezialisierungsrichtungen „Umweltmanagement“ und „Bodenökologie“ entgegen. Es sieht in der Vermittlung quartärgeologischer und bodenkundlicher Sachverhalte nicht nur im spezialisierten Hochschulunterricht, sondern auch in der Allgemeinbildung und in der Öffentlichkeit eine fundamentale Voraussetzung für eine zukunftsorientierte Bodenvorsorge.

2 Vermittlung bodenkundlicher Inhalte anhand eines Lehrpfades

Besonders in der Schule ist das Wissen über den Boden defizitär. Deshalb sollten neben Studenten auch Schüler unterschiedlicher Klassenstufen ihre Vorstel-

lungen von den Sedimenten und der Entstehungsweise der Böden an Lehrpfaden im Gelände vertiefen können. Für letztere ist dazu allerdings der Stoff entsprechend fachdidaktisch aufzubereiten. Zugleich ist der Lehrer auch gefordert, weitere Erlebniselemente in die Unterrichtsgestaltung im Gelände einzubauen (PZ & GLA RHEINLAND-PFALZ 2000).

Für die Zielgruppe „Geographiestudenten“ wurde zur Vermittlung bodenkundlicher und bodengeographischer Inhalte der *Bodenlehrpfad Jägerhof* konzipiert, der auch für bodenkundlich interessierte Laien und Schüler höherer Klassen nutzbar ist. Neben einer Broschüre (im Druck) sind folgende Handzettel verfügbar:

1. Einführung zum Ziel des Lehrpfades
2. Lage und natürliche Ausstattung des Gebiets
3. Böden kuppiger Grundmoränenlandschaften
4. Böden ebener Sandplatten und Niederungen
5. Der Forstpflanzgarten Jägerhof
6. Der Lehrpfad als außerschulischer Lernort

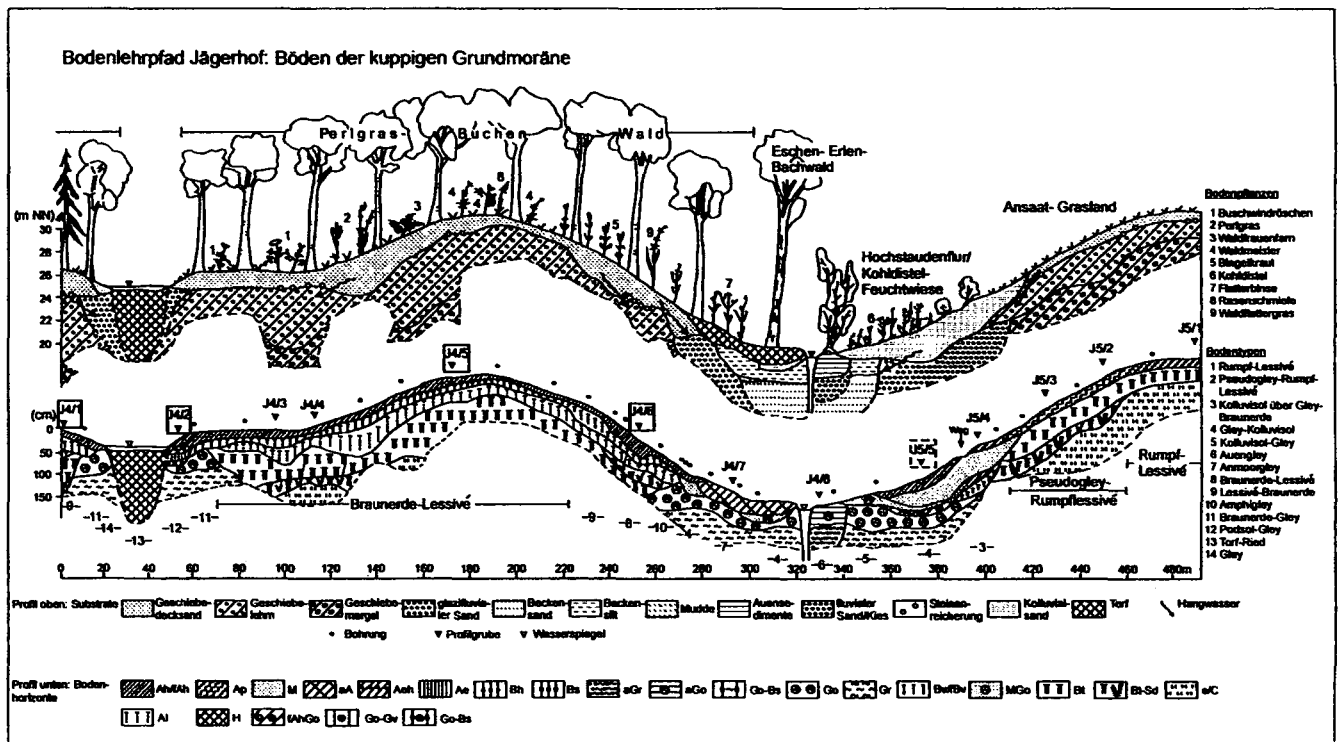


Abb. 1: Kausalprofile sind meist reliefabhängige, bildhaft topographisch-kontinuierliche Darstellungen sowohl der Vertikal- als auch der Horizontalstruktur der Landschaft. Da die Fülle der insgesamt darzustellenden Merkmale sehr groß ist, werden meist „Doppelprofile“ konstruiert. Kausalprofile erlauben zugleich die Fixierung des arealen Gültigkeitsbereiches von boden- und substratsystematischen Einheiten und sind damit wesentliches Hilfsmittel für die Kartierung.

*Prof. Dr. K. Billwitz, Dipl. Geogr. P. Kühn, cand. Dipl. Geogr. S. Helms: Universität Greifswald, Geograph. Institut, Jahnstr. 16, 17487 Greifswald; billwitz@uni-greifswald.de; pkuehn@uni-greifswald.de

Merkmals	J 4/1		J 4/2	J 4/3	J 4/4	J 4/5	J 4/6	J 4/7	J 4/8	J 5/5
Höhenlage (HN)	26,5	24,6	25,7	26,3	26,6	29,1	25,7	20,8	19,4	21,0
Reliefposition	Mittelhang	Senke	Unterhang	Platte	Mittelhang	Kuppe	Mittelhang	Unterhang	Aue	Hangfuß
Substrat	wie bei J 4/3 bis J 4/6	Torf	GDS über Beckensand	Geschiebedecksand (GDS) über Geschiebelehm und -mergel (auch bei J 4/1)			Anmoor über Bekenschluff-sand	Auen über Flußsand	Kolluvial über Auen sand	
Boden	Fahlerde-Braunerde, pseudo-vergleyt	Riedfen	Podsol-Gley	Braunerde-Parabraunerde			Anmoor-Gley	Auen-gley	Gley-Kolluvisol	
GW-Tiefe (dm)	> 20	0 - 4	4 - 8	> 30			2 - 4	4 - 8	4 - 8	
Aktuelle Vegetation	wie bei J 4/4	Wasserfläche	Perlgras-Buchenwald				Binsen-Buchenwald	Erl-Esch-Bachwald	Brennnessel-Hochstaudenflur	

Abb. 2: Standortketten sind - meist reliefabhängige - Abfolgen von landschaftsökologischen „Standort-Individuen“, an denen Reliefparameter, geologische Schichten und Bodenhorizonte, Grundwassertiefen, Vegetationsaufbau und andere Merkmale dargestellt werden.

3 Boden und Landschaft

Der „Bodenlehrpfad Jägerhof“ befindet sich in der Greifswalder Umgebung und hat Anteile an den Landschaftstypen „kuppige Grundmoränenlandschaft“ und „ebene Sandplattenlandschaft mit Niederungen“. Für diese beiden Landschaftstypen werden „Leitböden“ anhand von natürlichen Bodenaufschlüssen vorgestellt und diese mit ihren Bodenhorizonten und Bodenbildungsfaktoren, in ihrer Einbindung in bestimmte Standorteigenschaften sowie in ihrer räumlichen Verbreitung begreifbar gemacht.

Die Demonstration der regelhaften räumlichen Bodenvergesellschaftung erfolgt mit Hilfe einer Bodenkarte, mit Hilfe von Standortketten in Tabellenform (auf Handzetteln) und andererseits in Form von Kausalprofilen (an Großtafeln im Gelände). Diese Darstellungsformen ermöglichen einen Überblick über die Boden- und Standortverhältnisse am Punkt und im Bodenmosaik der jeweiligen Landschaftstypen. Zugleich kann die Abhängigkeit der jeweiligen Bodenausprägung von anderen Merkmalen des Landschaftsökosystems abgeleitet werden. An den einzelnen Standorten werden an Kleintafeln die Böden im Foto vorgestellt, textlich beschrieben sowie bodentypologisch und substratsystematisch gekennzeichnet.

In der Broschüre (im Druck) sind neben einer physisch-geographischen Einführung bodenkundlich relevante Daten verfügbar wie Korngrößenanalysen und einfache boden- und geochemische Parameter. Anhand von Dünnschliffphotos können die Ergebnisse bodenbildender Prozesse anschaulich dargestellt und interpretiert werden (z.B. Verwitterungsmerkmale an Mineralen oder Tonhäutchen als Folge der Lessivierung).

4 Zusammenfassung

Mit einem Bodenlehrpfad lassen sich unterschiedlichen Dimensionen bodenkundlicher Inhalte (Makro- bis Mikroebene) anschaulich darstellen und verknüpfen. Das ausführliche Begleitmaterial ermöglicht in Verbindung mit dem *Prinzip des entdeckenden Lernens* im Gelände einen unproblematischen Zugang zum Thema Boden. Da die Wurzeln gerade der Bodenkunde in der Geländearbeit und -kenntnis liegen, kann intuitiv-taktile Erfahrung des Bodens in der Natur durch die besten Medien im Seminarraum nicht ersetzt werden.

5 Literatur

- BILLWITZ, K. (1999): Zur erkenntnistheoretischen und hochschuldidaktischen Bedeutung von zweidimensionalen Bildmodellen in der Landschaftsökologie. – In: *Geografický Casopis*, Bratislava: SAP. 51, H. 4, 347-360.
- BILLWITZ, K. & KÜHN, P. (unter Mitarbeit von S. HELMS, F. HOFMEISTER, K. KAISER, H. ROTHER): Der Bodenlehrpfad Jägerhof in Vorpommern. *Geogr. Inst. Univ. Greifswald*, 2001, 59 S.
- BILLWITZ, K. & KÜHN, P. (unter Mitarbeit von A. BAUMGART, S. HELMS, F. HOFMEISTER, K. KAISER, W. OEHMICHEN, H. ROTHER): Der Bodenlehrpfad Jägerhof in Vorpommern. Im Druck.
- PÄDAGOGISCHES ZENTRUM & GLA RHEINLAND-PFALZ (Hrsg.): Außerschulischer Lernort. *Geoökologischer Lehrpfad Gau-Algesheim*. (PZ Info 24/2000). Bad Kreuznach, 106 S.
- UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): *Reiseführer. Zu den Böden Deutschlands*. Bonn 2001, 164 S.

Dank

Das Umweltministerium Mecklenburg-Vorpommern, die Universität Greifswald und das Landesamt für Forsten und Großschutzgebiete M-V haben durch finanzielle Hilfe, das Forstamt Jägerhof mit personeller Hilfe und die UVP-Gesellschaft (e.V.) ideell wesentlich zum Gelingen des Bodenlehrpfades beigetragen.

Erfahrungsbericht aus Lehrerfortbildungen zum Thema: Böden in ihrer elementaren Bedeutung für nachhaltiges Wirtschaften

Gabriele Broll¹ & Bettina Hiller²

Richtlinien und Lehrpläne

Mit dem Schuljahr 2000/2001 wurden neue Lehrpläne und Richtlinien für die Gymnasiale Oberstufe in Nordrhein-Westfalen eingeführt (MSWWF, 2000). Im Inhaltsfeld I "Raumstrukturen und raumwirksame Prozesse in der Wechselwirkung von natürlichen Systemen und Eingriffen des Menschen" der Richtlinien und Lehrpläne der Sekundarstufe II für Gymnasium und Gesamtschule in Nordrhein-Westfalen im Fach Erdkunde wird dem Prinzip der Nachhaltigkeit ein besonderer Stellenwert eingeräumt, in dem die natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen und deren Gefährdung durch Eingriffe des Menschen behandelt werden. Ein thematischer Schwerpunkt wird dabei u. a. auf den Boden als bedrohtes und im Interesse nachhaltiger Entwicklung schutzwürdiges Gut gelegt (MSWWF, 2000).

Das Thema Boden findet sich im Inhaltsfeld I in den thematischen Bausteinen (c) Böden in ihrer elementaren Bedeutung für nachhaltiges Wirtschaften, (d) Ursachen und Folgen von Eingriffen des Menschen in geökologische Kreisläufe und (e) ökologische Prinzipien und zukunftsfähige Maßnahmen in der Industrie, Land-, Forst- oder Fischereiwirtschaft im globalen Zusammenhang. In der 11. Jahrgangsstufe kann das Thema Boden im Rahmen des Kursthemas "Weltweite Verflechtungen in ihrer Bedeutung für regionale Prozesse" behandelt werden (MSWWF, 2000).

Thema Boden im Unterricht

Um die Bedeutung von Böden im Interesse einer nachhaltigen Entwicklung beurteilen und einschätzen zu können, ist es notwendig, Merkmale und Eigenschaften von Böden, grundlegende Prozesse ihrer Entwicklung und die Funktionen von Böden in Ökosystemen zu beschreiben und zu verstehen. Bodenkundliche Untersuchungen im Rahmen des Erdkundeunterrichts stellen eine gute Möglichkeit dar, die Aufmerksamkeit und das Verständnis der Schülerinnen und Schüler für Böden im allgemeinen zu wecken. Auf diese Erkenntnisse und Erfahrungen aufbauend können im Unterricht weiterführende Fragestellungen bearbeitet werden.

Unterrichtsthemen mit bodenkundlichen/ökologischen Inhalten sind geeignet für eine originale Begeg-

nung, als thematische Grundlage für eine Facharbeit oder als Thema für fächerübergreifenden/-verbindenden Unterricht beispielsweise der Fächer Erdkunde und Chemie oder Erdkunde und Biologie sowie für projektorientierten Unterricht.

Da bei vielen Lehrenden die Kenntnisse über bodenkundliche und -ökologische Themen und deren Vermittlung im Unterricht defizitär sind, wurden in Zusammenarbeit mit der Bezirksregierung Münster im Herbst und Frühjahr 2000/2001 Lehrerfortbildungen zum Thema "Böden in ihrer elementaren Bedeutung für nachhaltiges Wirtschaften" durchgeführt. Zielgruppe dieser Fortbildungsveranstaltungen waren Lehrende im Fach Erdkunde aller Gymnasien und Gesamtschulen mit gymnasialer Oberstufe im Regierungsbezirk Münster. Vorgesehen war die Teilnahme einer Lehrkraft jeder Schule, von der die Ergebnisse der Fortbildungsveranstaltung in der eigenen Schule weitergegeben werden sollten. Der Regierungsbezirk Münster ist in fünf Schulbezirke unterteilt und in jedem dieser Schulbezirke wurde eine ortsnahe Fortbildungsveranstaltung angeboten. So fand beispielsweise die Fortbildungsveranstaltung für die Städte Gelsenkirchen, Bottrop, Gladbeck und Dorsten an der Umweltpädagogischen Station Heidhof See statt.

Ziele und Inhalte der Lehrerfortbildungen

Ziel der Lehrerfortbildungen war es, Verständnis und Aufmerksamkeit für Böden zu wecken und Grundlagen und Methoden für die Umsetzung des Themas Boden im Unterricht zu vermitteln. Es wurde ein Überblick über typische Böden der landwirtschaftlich geprägten Kulturlandschaft im Münsterland gegeben und deren Genese, Eigenschaften und Nutzung angesprochen. Weiterhin wurden Standortfaktoren, wie Klima, Relief, Ausgangssubstrat, Vegetation und anthropogene Einflüsse und deren Bedeutung für die Bodengenese thematisiert. Ein Schwerpunkt der Lehrerfortbildungen lag jedoch auf der Vorstellung bodenkundlicher Feldmethoden, die im Unterricht mit einfachen Mitteln einsetzbar sind. Im folgenden soll ein kurzer Überblick über den Ablauf einer Fortbildungsveranstaltung gegeben werden.

Zu Beginn wurden einführende Literatur zum Thema Boden sowie Bodenkarten und Geologische Karten als Informationsgrundlage für eigene Exkursionen vorgestellt. Im Anschluß daran folgte eine Vorstellung des

¹ Institut für Landschaftsökologie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, E-mail: brollg@uni-muenster.de

² Institut für Didaktik der Geographie, Robert-Koch-Str. 26, 48149 Münster, E-mail: hillerb@uni-muenster.de

Untersuchungsgebietes, um Böden als Bestandteil des Ökosystems und ihre Einbindung in die Landschaft aufzuzeigen. Dabei standen Geologie, Geomorphologie, Vegetation und die Nutzungsgeschichte im Vordergrund.

Im Rahmen jeder Lehrerfortbildung wurden drei bis vier verschiedene Bodentypen, ihre Genese, Horizontierung und Eigenschaften erläutert. Auch Humusformen wurden in diesem Zusammenhang thematisiert, da sie den Einfluß u. a. von Vegetation und Nutzung auf den Abbau der organischen Substanz veranschaulichen und deshalb für den Einsatz im Unterricht geeignet sind.

Im Mittelpunkt der Fortbildungsveranstaltungen stand eine Einführung in bodenkundliche Geländearbeit und Methoden. Dazu gehörten die Vorstellung von Werkzeugen und Materialien sowie die Anlage, Beschreibung und Ansprache eines Bodenprofils. Weiterhin ist die Durchführung einer Bohrstocksondierung erläutert worden. In diesem Zusammenhang wurden verschiedene Methoden zur Bestimmung bodenchemischer und bodenphysikalischer Parameter vorgestellt. Neben der Bodenfarbe, der Lagerungsdichte mit der Einstichprobe (SCHLICHTING et al., 1995) und dem Carbonatgehalt mit 10%iger HCl wurde die Bodenart mit der Fingerprobe bestimmt. Zur Bestimmung der Bodenart hat sich ein vereinfachter Bestimmungsschlüssel von ENBLIN et al. (2000) als sehr geeignet erwiesen, der auch ohne Vorkenntnisse eine Ansprache der Bodenart ermöglicht (vgl. Abb. 1).

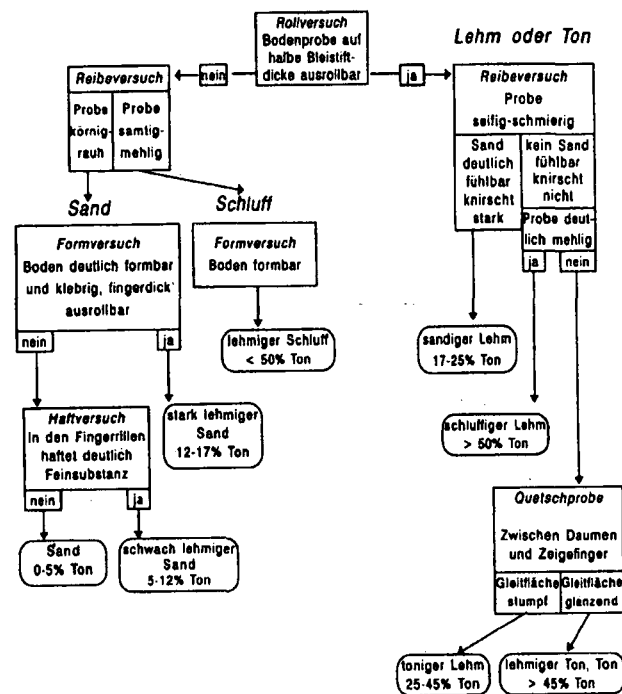


Abb. 1: Bestimmung der Bodenart (aus ENBLIN et al., 2000)

Darüber hinaus erfolgte eine Bestimmung von pH-Werten (CaCl₂) sowohl mit Indikatorpapier als auch mit einem pH-Meter. Aufbauend auf den pH-Wert können im Unterricht Standorteigenschaften oder ökologische Zusammenhänge beispielsweise vor dem Hintergrund einer Versauerung von Böden thematisiert werden (vgl. dazu u. a. LETHMATE 2000). Weiterhin wurde die Entnahme von Horizont- oder Flächenmischproben vorgeführt. Den Abschluß der Fortbildungsveranstaltungen bildete eine Diskussion über die Umsetzbarkeit des Themas Boden im Erdkundeunterricht.

Erfordernisse

Ausgehend von den Erfahrungen aus den durchgeführten Lehrerfortbildungen ergeben sich für die zukünftige (Fort-)Bildungsarbeit zum Thema Boden noch verschiedene Erfordernisse. So besteht bei bodenkundlichen Themen, wie den Grundlagen der Bodenentwicklung oder Merkmalen und Eigenschaften von Böden, und bei bodenökologischen Themen, wie Bodenorganismen und ihre Funktionen oder Humusformen, noch Fortbildungsbedarf. Weiterhin sind Funktionen von Böden in Ökosystemen, insbesondere vor dem Hintergrund einer nachhaltigen Nutzung, von Interesse. Die Ausbildung sowie die Fort- und Weiterbildung von Lehrkräften in diesen Themenbereichen sollte intensiviert werden. Es fehlen darüber hinaus Konzepte für einen fächerübergreifenden/-verbindenden oder projektorientierten Unterricht. Von besonderer Bedeutung für die Umsetzung des Themas Boden im Unterricht ist die Entwicklung und Verbesserung von im Unterricht einsetzbaren Materialien, die altersbezogen konzipiert sind, sich aber dennoch an fachlichen Standards und Termini orientieren. Um die Umsetzung des Themas Boden im Unterricht alters- und schulformengerecht zu erreichen, ist die Zusammenarbeit von Fachleuten aus verschiedenen Bereichen unabdingbar.

Literatur

- ENBLIN, W., KRAHN, R. & S. SKUPIN (2000): Böden untersuchen. Biologische Arbeitsbücher 52. Wiesbaden.
- LETHMATE, J. (2000): Das Boden-pH – Methodisches Konzept im geökologischen Ansatz der Bodengeographie. Geographie und Schule 22, Heft 126: 32-41.
- MSWWF MINISTERIUM FÜR SCHULE UND WEITERBILDUNG, WISSENSCHAFT UND FORSCHUNG DES LANDES NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (2000): Richtlinien und Lehrpläne für die Sekundarstufe II – Gymnasium/Gesamtschule in Nordrhein-Westfalen im Fach Erdkunde. Düsseldorf
- SCHLICHTING, E., BLUME, H.-P. & K. STAHR (1995): Bodenkundliches Praktikum. Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler. Berlin.

Plädoyer für eine eigene Didaktik der Bodenwissenschaften

Ludger Herrmann

Nachdem die Bodenkunde als ein eher beschreibendes Fach begann, hat es sich mittlerweile zu einer anerkannten angewandten Naturwissenschaft mit einem eigenen Methodenspektrum entwickelt. Dem Umfang des Wissensfortschrittes in dieser Disziplin konnte seine Vermittlung nicht folgen. Obwohl seit den 80er Jahren, in den Zeiten des "Ökobooms", eine gute Chance bestanden hätte, ein breiteres Publikum für das Naturobjekt Boden zu begeistern, wurde dies außerhalb der Hochschulen versäumt. Dies zeigt auch die späte Verabschiedung des Bundesbodenschutzgesetzes.

Dieses Versäumnis schlägt nun - bei sinkenden öffentlichen Haushalten - auch auf die Hochschulen zurück. Zum einen über geringere Mittelzuweisungen, zum anderen über geringere Studentenzahlen. Jetzt, da die Bodenwissenschaften nicht mehr auf der "Ökowelle" mitschwimmen können, wird der Bedarf größer eine breitere Öffentlichkeit für die Inhalte der eigenen Disziplin zu gewinnen. Damit kommt auch das alte Vermittlungsproblem der Bodenwissenschaft zurück: das Objekt der Betrachtung ist dem Normalbürger, insbesondere den Städtern, schon räumlich nicht zugänglich.

Aus diesem Sachverhalt wird deutlich, daß sich die Bodenwissenschaftler in Zukunft mehr mit der Vermittlung ihrer Wissenschaft beschäftigen müssen. Dabei treten zwei herausragende Probleme auf: Wie vermittele ich die komplexen bodenwissenschaftlichen Inhalte? Und wie können Bodenwissenschaftler, die sich eh schon im Spannungsfeld zwischen Management (Mittelbeschaffung, Projektabwicklung), Forschung und an der Hochschule auch noch Lehre und Selbstverwaltung bewegen, auch noch Wissensvermittlung im außerprofessionellen Bereich leisten.

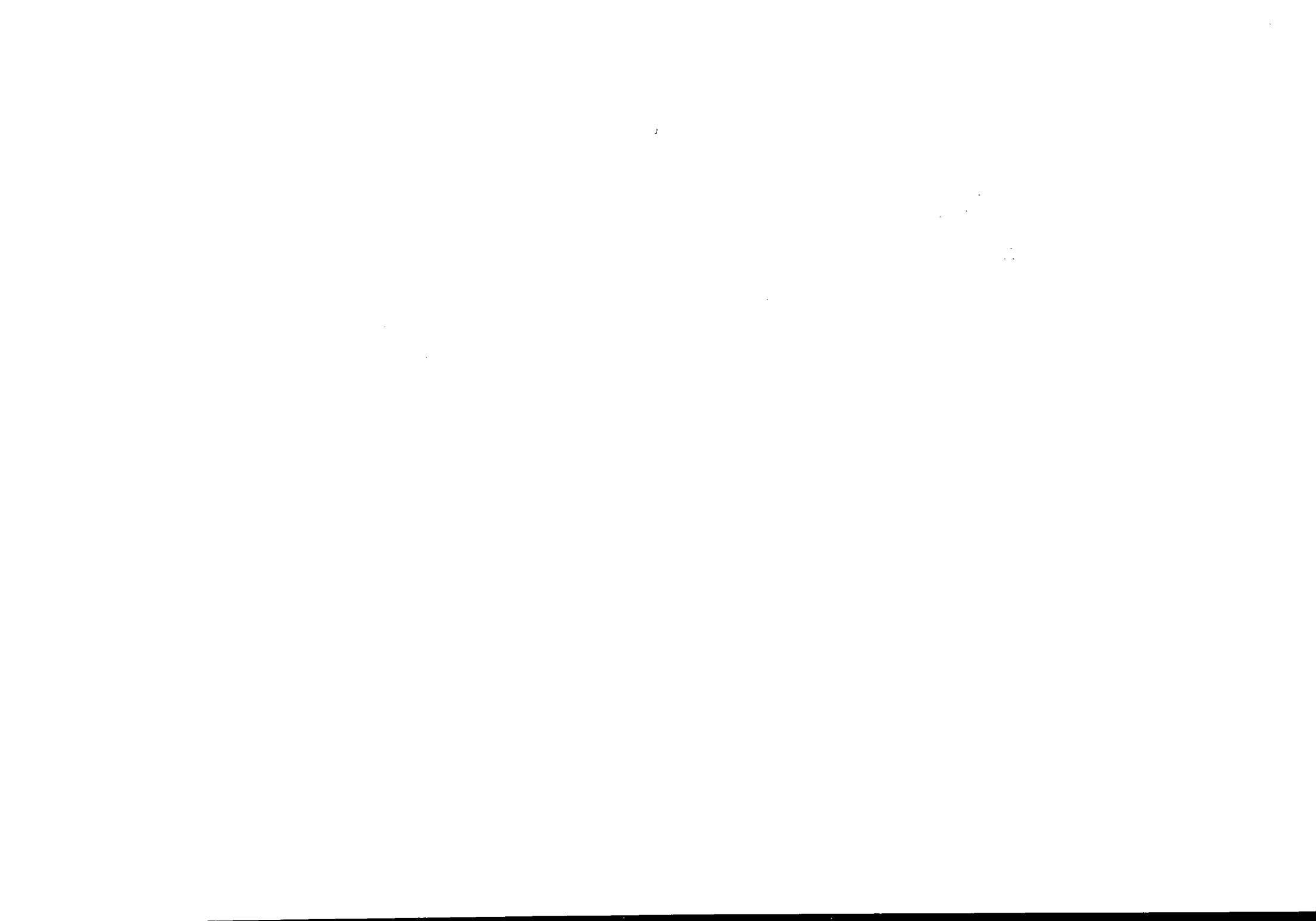
Eine tragende Lösung wird sich nur ergeben, wenn auch die Wissensvermittlung professionalisiert wird. Deshalb wird in diesem Beitrag

dafür plädiert - wie in anderen Fächern bereits lange üblich - eine eigene Didaktik der Bodenwissenschaften zu begründen. Der Arbeitskreis "Boden in Schule und Weiterbildung" in der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft und letztere selbst werden aufgefordert sich mittelfristig für einen Lehrstuhl mit diesem Aufgabenfeld zu bemühen.

Schwerpunktsetzungen des Lehrstuhls sollten in folgende Bereichen erfolgen:

- Entwicklung didaktischer Konzepte zur Vermittlung aktueller bodenwissenschaftlicher Probleme für den außeruniversitären Bereich, insbesondere auch für Politikberatung und Medien
- Beratung der Schulen und Entwicklung von Konzepten zur breiteren Integration bodenwissenschaftlicher Inhalte in deren Unterricht.
- Entwicklung interaktiver Lehrmedien (Stichwort: virtuelle Schule und Hochschule)
- Entwicklung von Forschungskonzepten, die die Einbindung von verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen in die Hochschule zum Ziel haben

An Beispielen wird dargestellt, welche spezifischen Probleme die Vermittlung von bodenwissenschaftlichen Inhalten bereitet und welche Kriterien für welches Zielpublikum für eine erfolgreiche Vermittlung beachtet werden müssen. Als besonderes Beispiel wird ein Musikstück vorgeführt, das den Bodenwasserhaushalt eines Bodens akustisch wiedergibt. Die Beispiele zeigen, daß gute didaktische Lösungen zeitaufwendig sind. Sie können nicht nebenher erzeugt werden, sondern brauchen eine professionelle Bearbeitung. Daher brauchen die Bodenwissenschaften eine eigene professionalisierte, institutionalisierte und auf Dauer angelegte Fachdidaktik.



Konzept und Modell zur Wanderausstellung "Böden begreifen"

Klara Jahn¹, Reinhold Jahn² & Klaus Mueller³,

1 Problemstellung

Böden stehen im Mittelpunkt der Biosphäre, nicht aber im Mittelpunkt des gesellschaftlichen Interesses. Die Gründe dafür sind sehr vielfältig. Ein wesentlicher ist, dass bereits im Kinder- und Jugendalter kein positiver Bezug zum Boden geschaffen wird. Das Thema Boden wird allgemein als "trocken, langweilig, uninteressant, nicht spannend" betrachtet. Unwissenheit und Gleichgültigkeit bis hin zu offener Ablehnung sind die Folge. Der Arbeitskreis "Boden in Unterricht und Weiterbildung" der DBG hat daher im September 1999 zu einem Ideenwettbewerb aufgerufen, der das Thema Boden vor allem Kindern und jüngeren Menschen näher bringen soll.

Aufgerufen wurde zum Thema: Spiel und Spaß rund um den Boden um Vorschläge für Spiele (Brett-, Computer-, Familienspiele u.a.), didaktische Konzepte, spielerische Lehr- und Lernprogramme, Musik, Lieder, Comics und andere künstlerische Umsetzungen zu erarbeiten.

Der Aufruf traf auf unerwartet große Resonanz. Von 15 Teilnehmern wurden 18 Beiträge eingereicht, die auf der Jahrestagung der DBG im September 1999 in Hannover vorgestellt und prämiert wurden. Um nun diese Aktivitäten nicht im Sande versickern zu lassen, wurde vom Arbeitskreis "Böden in Unterricht und Weiterbildung" der DBG beschlossen, die eingereichten Exponate und Objekte in einer Wanderausstellung einem größeren Publikum näherzubringen. Hieraus erwuchs auch die Notwendigkeit eine kommunikationsfreundliche Form der Vermittlung von Basiswissen über Böden und deren Gefährdung herzustellen.

Die Konzeption der Wanderausstellung wurde auf der Grundlage der Ergebnisse einer Fragebogenaktion im Arbeitskreis "Böden in Unterricht und Weiterbildung" der DBG erarbeitet.

2 Zweck und Ziel der Wanderausstellung

2.1 Die Ausstellung hat den Zweck

über das Medium Boden aufzuklären, Boden zu erklären, zu veranschaulichen und begreifbar zu machen. Das soll erreicht werden durch eine sachlich-verständliche Wissensvermittlung. Die Thematik Boden wird wertneutral vermittelt. Einen speziellen "Aufhänger" (Katastrophe) dafür braucht es nicht. Es soll gezeigt werden, daß der Umgang mit Boden Spaß machen kann.

2.2 Ziel der Ausstellung ist es,

Einen Erkenntnisprozess im öffentlichen Bewußtsein in Gang zu setzen, daß das Medium Boden genauso wichtig ist, wie Wasser und Luft. Böden sind die Grundlage des gesamten höher entwickelten Lebens auf der Erde. Sie müssen als Lebensgrundlage wahrgenommen werden. Es gilt "den Boden zu begreifen". Es soll über die Vermittlung von Zusammenhängen beim Besucher Interesse geweckt, Anregung gegeben und Motivation geschaffen werden zu einem verständnisvollen und bewußten Umgang mit einer weitgehend unbekanntem bzw. vergessenen Ressource.

2.3 Zielgruppe

Die Ausstellung richtet sich zunächst an interessierte Laien. Hauptzielgruppe sind jedoch Lehrer, Erzieher und in der Umwelterziehung tätige Personen in ihrer Funktion als Multiplikatoren. Schüler und Kinder sollen mit dem Medium Boden frühzeitig vertraut gemacht werden.

2.4 Zielorte

Die Wanderausstellung wird in folgenden Bereichen angesiedelt:

- Schulen/Gymnasien, Berufsschulen und Instituten für Lehrerfortbildung,
- Ökozentren, bei Umweltverbänden und Naturschutzgruppen,
- im öffentlichen Bereich wie Rathäuser, Wasserwerke, Abfallbeseitigungsanlagen udg.,
- in bestehenden Museen, naturwissenschaftlicher Art.

3 Art, Umfang und Inhalt der Wanderausstellung BODEN

Die Ausstellung richtet sich sowohl an Erwachsene als auch an Kinder. Hauptzielgruppe sind Lehrer, Erzieher und in der Umwelterziehung tätige Personen in ihrer Funktion als Multiplikatoren. Kinder und Schüler sollen mit dem Medium Boden frühzeitig vertraut gemacht werden und sich mit ihm auseinander setzen. Den jeweiligen Ansprüchen und Bedürfnissen der angesprochenen Altersgruppen ist inhaltlich und formal Rechnung zu tragen.

Die Ausstellung gliedert sich konzeptionell in 4 Bereiche:

3.1 Einführung in die Thematik (Poster und Anschauungsmaterial)

Hierzu dienen 8 Poster zu den Themen:

- (1) Was sind Böden?,
- (2) Böden sind schön,
- (3) Böden - wir leben davon,
- (4) Böden sind & produzieren Rohstoffe,
- (5) Böden sichern unser Trinkwasser,
- (6) Böden sind belebt,
- (7) Böden sind Zeugen der Kultur- und Landschaftsgeschichte,
- (8) Böden sind gequälte Naturkörper.

- Desweiteren 2 Lackprofile mit Erläuterungen zur Gliederung und Entstehung des Bodens, sowie einer Präsentation wichtiger Arbeitsgeräte zur Bodenerkundung im Gelände.

3.2 Auseinandersetzung mit dem Medium ("den Boden begreifen")

Das Medium Boden soll sinnlich erfahrbar gemacht werden: Den Boden "begreifen". Es sollen die fünf Sinne angesprochen werden, sehen, riechen, hören, schmecken, fühlen. Zu letzterem ist eine sog. Tastbox vorgesehen. Die Tastbox ist eine geschlossene Kiste an deren seitlichen Wänden sich Eingriffsfächer befinden. Im inneren der Kiste befinden sich mehrere Fächer, die mit unterschiedlichen Bodenmaterialien (Humus, Streu, Sand, Ton etc.) gefüllt sind. Diese sollen zunächst nur durch tasten und fühlen erspürt werden. Die obere Abdeckung der Kiste kann anschließend geöffnet und das Bodenmaterial in seiner Gesamtheit gesehen werden. Das Medium Boden soll selbst erfahren werden. Dazu

¹ Graphik Design; Robert-Franz-Ring 2 A, 06108 Halle (Saale), Tel. 0345 / 209 09 60, e-mail: atelier@klara-jahn.de

² Institut für Bodenkunde und Pflanzenernährung, Landwirtschaftl. Fakultät, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

³ FH Osnabrück, FB Agrarwissenschaften, Postfach 1940, D-49009 Osnabrück

können kleinere Untersuchungen wie pH-Messungen, Säuretest (Ameisensäure) und mikroskopische Betrachtungen gemacht werden.

3.3 Präsentation des Ideenwettbewerbs (Exponate)

Die Exponate aus dem Ideenwettbewerb werden teils flächig und teils in geschlossenen Vitrinen präsentiert. Eines der Brettspiele, z.B. die "Boden-Rallye" kann vergrößert, auf geeignetes Material (Bodenmatte) übertragen und zum Spielen auf dem Fußboden ausgelegt werden.

3.4 Informationsstand und Bücher- bzw. Medien-Tisch

Es wird einen Informationsstand sowie einen Tisch für Bücher geben. Am Info-Stand können sich die Besucher kostenlos Infomaterial (Adressenlisten, etc.) nehmen. Beim Büchertisch bzw. Medien-Tisch ist zunächst an keinen Verkaufsstand gedacht, sondern an eine Möglichkeit, bei der sich der Besucher in der Literatur vertiefen kann und Literaturhinweise mitgeteilt werden. Es werden Bücher ausgelegt, die das Spektrum aller Altersgruppen abdecken. Hierzu liegt nunmehr auch ein „Medienkatalog zur Einführung bodenkundlicher Inhalte in den schulischen Unterricht“ vor.

Die Ausstellung soll von einer fachkundigen Person betreut und geführt werden.

4 Beschreibung des Ausstellungssystems

Das Ausstellungssystem setzt sich aus mehreren Komponenten zusammen. Es besteht aus einzelnen Aufstell-Displays, einer Tastbox für Bodenproben, einem Proben Tisch und einem Bücher- bzw. Medientisch.

Aufstell-Displays:

Die Inhalte der Ausstellung werden zum Teil mit flächigen (Poster), zum Teil mit räumlichen Objekten (Exponate) transportiert und müssen entsprechend der Zielgruppe (Kinder, Jugendliche, erwachsene Multiplikatoren) von unterschiedlich großen Menschen gleich gut wahrgenommen werden können. Es wurden deshalb Aufstell-Displays entwickelt, die diesen Forderungen voll entsprechen.

Bei den Aufstell-Displays handelt es sich jeweils um selbststehende und sich selbsttragende spitzdächrige Objekte. Davon bilden je zwei Rechtecke die Schauflächen (Frontflächen), die dritte Fläche die Bodenplatte. Die Objekthöhe beträgt 120 cm, die Breite der Schauflächen 80 cm. Die quadratische Bodenplatte mißt 80x80 cm. Die Seitenflächen bleiben offen.

Es gibt zwei Arten von Displays:

- Flächen-Displays sind für flächige Ausstellungselemente, wie Poster etc.
- Vitrinen-Displays sind für räumliche Ausstellungselemente (Exponate), die es zu schützen gilt. In der oberen Hälfte der Frontflächen sind Fenster ausgeschnitten (50 x 50 cm). In diese werden Vitrinen eingeschoben. Diese können entsprechend der Exponate würfelförmig oder spitzwinkelige Dreieckskörper sein.

Die Ausstellung-Displays werden fertig bestückt.

Die einzelnen Aufstell-Displays

- sind in sich selbststehend und selbsttragend,
- gewährleisten einen unkomplizierten Auf- und Abbau der Ausstellung; Montagen sind nicht notwendig,
- passen sich flexibel den Räumlichkeiten (=Variable) an.
- Wegen der schrägen Ausfallstellung der Schauflächen brauchen diese nicht unbedingt in Augenhöhe von Erwachsenen zu sein. Sie entsprechen sowohl den Betrachtungsanforderungen von Erwachsenen als auch der von Kindern.

Vitrinen:

- Quadratische Vitrinen erlauben dem "großen Betrachter" den Blick von oben auf die Exponate, gleichzeitig dem "kleinen Betrachter" den Blick aus Augenhöhe
- Dreieckige Vitrinen für Exponate, die beispielsweise nur auf einer Seite des Displays gezeigt werden.
- Das Ausstellungssystem mit diesen Aufstell-Displays ist ausbau- und erweiterungsfähig.

Für den bisher beschriebenen Umfang werden 14 Flächen-Displays und 4 Vitrinen-Displays benötigt.

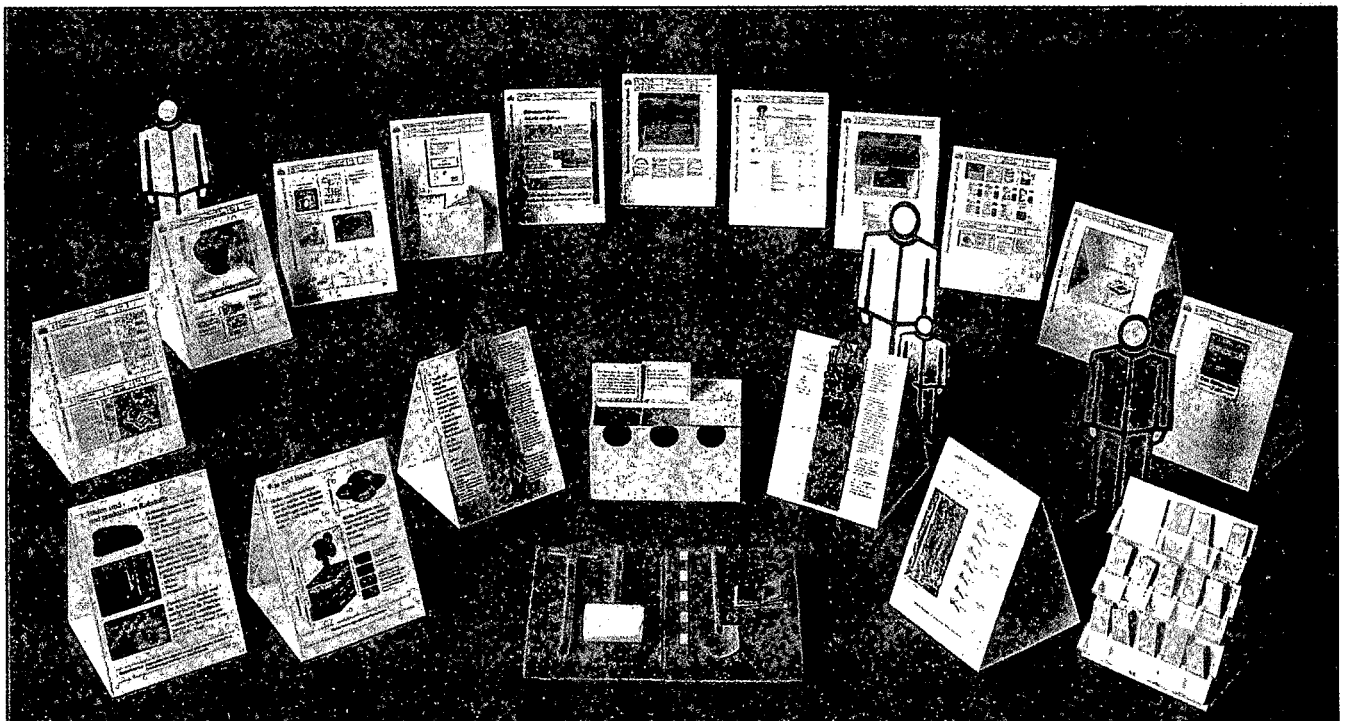


Foto zum Modell der Wanderausstellung BODEN „Böden begreifen“

Die Neue Dauerausstellung Boden im Museum am Schölerberg in Osnabrück

B. MÜNCHOW, D. GEHRS, N. NIEDERNOSTHEIDE, J.P. MOHR, M. WEYER.*

Am 11. November 2001 wird im Museum am Schölerberg die neue Dauerausstellung Boden mit dem Titel unter.Welten eröffnet. Sie ist das größte Projekt in der Geschichte des Museums und wird von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und der Stadt Osnabrück finanziert.

Das Museum versteht sich als ökologisch orientiertes Naturkundemuseum. Es ist ein Erlebnisort in dem die ökologischen Zusammenhänge und Entwicklungen der Naturräume der Region Osnabrück am Beispiel der Dauerausstellungen Wald, Kulturlandschaft, Stadtökologie, Fließgewässer, Stehendes Gewässer, Moor und Geologie (wird zur Zeit neu konzipiert) thematisiert werden.

Das Museum am Schölerberg möchte mit der neuen Ausstellung dazu beitragen, seine Besucher, insbesondere Familien und Schüler aus der Region, für den Bodenschutz zu gewinnen.

Ziel ist es, ein Bewusstsein für den Boden zu schaffen. Die Besucher sollen den Boden bewusst wahrnehmen, sie sollen staunen, neugierig werden, ihr Interesse an diesem wenig beachteten und weitgehend unbekanntem Umweltmedium entdecken und es wertschätzen lernen. Das vorgesehene Raumambiente mit seinen aufwendigen Inszenierungen wird die Besucher emotional berühren und das Eintauchen in die Welt des Bodens erleichtern. Der Besucher soll sich persönlich angesprochen fühlen, sich fesseln lassen, er soll animiert werden, sich spielerisch entdeckend Informationen anzueignen – und nachhaltige Eindrücke mit nach Hause nehmen.

Ein Rundgang durch die Ausstellung

Aus dem Anliegen, die grundlegende Bedeutung des Bodens herauszustellen, resultiert die exponierte Lage der Ausstellung im zentralen Spindelbereich des Museums. Vom Foyer aus betritt der Besucher den Einführungsbereich der Bodenausstellung. Wie vielfältig Böden sind, welche Bedeutung sie für uns haben und warum sie so kostbar sind, erfährt der Besucher im ersten Teil der Ausstellung. An einem überdimensionalen Globus wird illustriert, dass die dünne Haut der Erde nur eine begrenzte Fläche einnimmt und nicht vermehrbar ist. Eine „Zeitreise“ nimmt den Besucher mit in die lange Entstehungsgeschichte verschiedener Böden.

Der weitere Weg führt in ein System von Bodenhöhlen. Die erste Höhle stimmt die Besucher auf das Thema ein. Sie werden unter die Erde mitgenommen und begegnen sowohl Dingen, die natürlicherweise im Boden vorkommen, als auch Objekten, die Menschen im Boden hinterlassen haben. Durch erdigen Geruch und ein kalt-feuchtes Klima wird der Eindruck vermittelt, tatsächlich im Boden zu sein. Die Details sollen in ihrer Gesamtheit eine Ahnung davon aufbauen, was Boden als Ganzes ausmacht. Hier wird der Besucher noch einmal einen Blick „zurück nach oben“ werfen. Durch ein Loch sieht er, was sich oben auf der Erde abspielt. Gezeigt wird dies auf einem Bildschirm, der in die Decke integriert ist.

Von der Einstimmungshöhle aus tritt der Besucher in einen vergrößerten Regenwurm. Dieser leitet über zur Bodentierhöhle. Die Besucher werden an dieser Stelle auf die veränderte Größendimension vorbereitet: Ab hier erscheint alles hundertfach vergrößert. In der Bodentierhöhle begegnen einem die unterschiedlichsten Lebewesen im Boden vergrößert auf einer Leinwand oder als Modell. Ein Labyrinth fordert auf, sich tastend wie ein blindes Bodentier durch den Boden fortzubewegen.

*Museum für Natur und Umwelt•Planetarium
Am Schölerberg 8
49082 Osnabrück
e-mail:bmuencho@uos.de

In der Waldhöhle stehen die Bedeutung der Bodenorganismen für den Stoffkreislauf und der Abbau von organischem Material zu Nährstoffen und Humus im Vordergrund. Baumwurzeln hängen von der Decke, Waldboden bedeckt die Wände. Der größere Teil dieses Bereichs ist als Laubwald, ein kleinerer als Nadelwald gestaltet. Hier kann gefühlt werden, wie unterschiedlich Blätter bzw. Nadeln abgebaut werden. Ein Film zeigt, was genau passiert, wenn aus Laub Nährstoffe werden. Die unterschiedlichsten Bodentiere sind in der Waldhöhle zu entdecken: Ein Dachs in seinem Bau; lebende Waldmäuse in ihrem Röhrensystem und anhand von Filmsequenzen stellen sich die ganz kleinen Tiere vor.

In der Ackerhöhle wird mit über vierhundert Leuchtdioden der anthropogen geregelte Nährstoffkreislauf veranschaulicht – Nährstoffaustrag mit der Ernte, Nährstoffeintrag durch Düngen. Aus der Perspektive eines Bodentieres kann der Besucher erleben, wie bedrohlich es sein mag, wenn ein schwerer Traktor über den Acker fährt. Das Thema Pflanzenschutzmittel wird kontrovers beleuchtet – plakativ mit Hilfe von Licht- und Nebeleffekten in Szene gesetzt. Durch Fernrohre können Blicke aus der Höhle geworfen werden. Sie richten ihr Augenmerk auf das Thema Gülle und stellen den Boden als Lebensgrundlage für uns Menschen heraus.

Die vielfältige Nutzung städtischer Böden und der Sachverhalt, dass diese Böden mit „natürlichem“ Boden oft nur noch wenig gemein haben, stehen im Mittelpunkt des folgenden Ausstellungsbereiches, der als Keller inszeniert ist. In einem Computerspiel hat der Besucher die Möglichkeit Stadtentwicklung und Flächennutzung im Laufe der Jahrhunderte zu beobachten. Aus dem Kellerraum führt der Blick auf eine kleine Grünfläche. Dass der Boden darunter aus sehr unterschiedlichen Substraten wie Bauschutt, Müll, oder auch natürlichem Substrat bestehen kann, erschließt sich dem Besucher erst bei näherer Betrachtung.

Die Auswirkungen der Bodenversiegelung auf die Niederschlagsversickerung kann an einer Experimentierstation anhand von Berechnungsversuchen nachvollzogen werden. Vom Kellerraum aus kann der Besucher einen städtischen Bach entdecken: eingezwängt in ein Kanalrohr und – verborgen – im Urzustand als ein idyllischer Bachlauf.

Auf seinem weiteren Weg tritt der Besucher ins Freie. Die Informationen über die Besonderheiten von Wiesenböden und Grundwasser sind in eine Wiesenlandschaft mit lebenden Pflanzen und Bach integriert. „Grünlandumbruch und seine Folgen“ ist das Thema an einer Computerstation. Sie stellt heraus, welche Ansichten ein Landwirt, ein Landschaftsökologe, ein Wasserwerker und eine Zeitzeugin dazu haben.

Die Entstehung, die Eigenheiten des Hochmoores mit seinen Bulten und Schlenken und seine Gefährdung stehen im Bereich Moor im Mittelpunkt. In diesem Ausstellungsbereich befindet sich ein Glashaus mit einem lebenden Hochmoor. Hier kann der Besucher den (Torf-) Boden „life“ wachsen sehen. Er kann es aber nicht nur wachsen sehen, sondern auch spüren, indem er über einen künstlich angelegten Moorpfad geht.

Wie lassen sich Bodentiere fangen? Was ist der Unterschied zwischen Sand und Lehm? Wie kann man den Nährstoffgehalt messen? Dies und noch viel mehr können Schulklassen im Bodenlabor erforschen. Einige frei zugängliche Versuchsstationen laden alle Besucher zum Experimentieren ein. Ergänzt wird die Ausstellung durch einen Kinderhöhlenspielplatz.

Allgemeine Richtlinien und Hinweise zur Anlage von Bodenlehrpfaden

Friedrich Rück¹, Katja Krüger¹, Wilhelm Lübking², Klaus Mueller²

FRAGESTELLUNG: Die Aufgabe dieser Arbeit ist es, das Thema Boden für den interessierten Laien in Form eines Bodenlehrpfades so zu gestalten, dass bei diesem Interesse, Spannung, Aktivität und Wissbegierde erzeugt werden.

Der erste Schritt hierfür war die Besichtigung der bestehenden Bodenlehrpfade in Deutschland.

Aus dem Vergleich der besuchten Lehrpfade (dem persönlichen Eindruck) und den Erfahrungen aus dem Gespräch mit den Planern der jeweiligen Lehrpfade wurden Ideen und Grundsätze für die Entwicklung weiterer Bodenlehrpfade zusammengestellt.

Insgesamt waren an jedem Lehrpfad unterschiedliche Defizite erkennbar, dies äußerte sich vor allem an relativ geringen Besucherzahlen der Lehrpfade.

SCHLUSSFOLGERUNGEN:

- Einschätzung der Zielgruppe nach Vorkenntnissen

Die Zielgruppe wurde oft falsch eingeschätzt, Besucher sind überfordert aufgrund zu geringer Vorkenntnisse, die Ausdauer wird überstrapaziert. Deshalb: Zielgruppenanalyse vor der Planung (für wen wird geplant, dominiert diese Gruppe auch unter den künftigen Besuchern?).

- Im Rahmen dieser Arbeit soll der interessierte Laie angesprochen werden. Ausgangspunkt: Bodenkunde gehört nicht zum Allgemeinwissen unserer Gesellschaft. Bei geringen Vorkenntnissen der Besucher müssen die Inhalte einfach und verständlich gestaltet sein. Ziel des Bodenlehrpfades sollte es sein, den Besuchern einen Einblick in die Zusammenhänge der Bodenkunde und in die Bedeutung des Bodens zu geben.

- Kombination mehrerer Vermittlungsmethoden

Ein häufiges Defizit ist die gewählte Vermittlungsmethode: Schilderpfade, die mit Informationen überfrachtet sind.

Besser geeignet erscheint ein neuer pädagogischer Ansatz: „das Naturerleben“, dabei soll über Sinneseinsatz und aktives Handeln der Besucher die Natur be-greifen, er-fühlen, er-riechen usw. (EBERS et al. 1998). Die Vermittlung von bodenkundlichem Wissen muß mit Erlebnis und Spaß verbunden sein: BodenErlebnisPfad

- Wahl des geeigneten Standortes
Z.B. ein Gebiet, das bereits von Erholungssuchenden genutzt wird, wie städtische Randgebiete, Erholungsgebiete, Naturlehrpfade oder Gebiete mit besonderem landschaftlichen Reiz. Die Mehrzahl der Besucher ist nicht bereit, für einen Bodenlehrpfad längere Wegstrecken in Kauf zu nehmen.

- Planung der Wegführung
Wegführung und Analyse des Weglängenbedarfs sind wichtig, um Interessen und Besucherverhalten die potenziellen Nutzer entgegen zu kommen. Bsp.: ein Rundweg für Radfahrer um einen See kann als gesamte Weglänge für einen Lehrpfad genutzt werden, eine Parklandschaft für Spaziergänger muss hinsichtlich Länge und Führung anders gestaltet werden (7,5 km sind zu viel!). Ein Planer gibt nicht den Weg vor, sondern orientiert den Wegverlauf möglichst an den bereits vorhandenen Besuchern.

- Pflege, Wartung und Aktualisierung garantieren
Sicherstellung der Pflege und Wartung vor der Planung. Lehrpfade, die selten gewartet werden, sind schnell unansehnlich und wirken abstoßend auf die Besucher.
Um abnehmendem Interesse nach mehrmaligem Besuch entgegenzuwirken, muß ab und an eine Aktualisierung erfolgen, z.B. durch neue Elemente im Lehrpfad, Umgruppierung von Komponenten, Organisation von Veranstaltungen / Führungen (→ Anreiz durch zusätzliche und neue Informationen).

¹ FH Osnabrück, FB Landschaftsarchitektur, PF 1940, 49009 Osnabrück (f.rueck@fh-osnabrueck.de)

² FH Osnabrück, FB Agrarwissenschaften, PF 1940, 49009 Osnabrück (k.mueller@fh-osnabrueck.de)

• Werbung und Öffentlichkeitsarbeit
Bodenlehrpfade haben einen geringen Bekanntheitsgrad. Bereits bei der Planung muß die künftige Finanzierung für späteres Lehrpfadmarketing durch Printmedien und Internet bedacht werden.

Anfänglicher Besucherstrom nach der Eröffnung, ausgelöst durch Medienberichte, läßt in den Folgejahren nach. Nur durch Werbung, Öffentlichkeitsarbeit und Aktualisierung des Lehrpfades kann das Interesse und der Bekanntheitsgrad des Lehrpfades erhalten werden.

• Evaluierung während der Planung
Ein wichtiger Bestandteil bei der Planung eines Lehrpfades stellt die Evaluierung der Texte, Themen und Elemente hinsichtlich Verständnis, Aussehen, Bedienung, Qualität und Funktion dar.

Ziel muß es sein, die Kritikpunkte erfassen, anschließend erfolgt die Optimierung der Texte und Elemente. All zu leicht wird das bodenkundliche Wissen der Besucher zu überschätzt.

Ebenfalls sehr wichtig ist die Namensgebung: „Bodenlehrpfad“ = langweilig und wenig attraktiv. (Jugendliche) Besucher sind erlebnisorientiert. Eine Bezeichnung, die interessant und einladend wirkt, könnte z.B. „BodenERLEBNISpfad“ sein.

Literatur:

KRÜGER, K., LÜBKING, W. (2000): Allgemeine Grundsätze und Richtlinien zur Anlage von Bodenlehrpfaden in Deutschland. – 154 S. Diplomarbeit (unveröffentlicht) FH Osnabrück, FB Agrarwissenschaften und Landschaftsarchitektur.

KRÜGER, K. (2000): Planung eines Bodenerlebnispfades auf dem FH-Gelände. – 101 S. + Anlagen (mit CD-Rom). Abschlußbericht (unveröffentlicht), im Auftrag des Labors für Bepflanzungsplanung, FH Osnabrück, FB Landschaftsarchitektur.

EBERS, S., LAUX, L., KOCHANEK, H.-M. (1998): Vom Lehrpfad zum Erlebnispfad; Handbuch für Naturerlebnispfade. Wetzlar.

➤ ZUSAMMENFASSUNG

Insgesamt fünf Bodenlehrpfade in Deutschland wurden untersucht mit dem Ziel konzeptionelle Grundsätze für die Planung künftiger Bodenlehrpfade zu entwickeln.

Wichtige Aspekte sind:

- Standortwahl: muß auf die späteren Besucher abgestimmt sein
- Wahl der Vermittlungsmethode: verschiedene Methoden der Wissensvermittlung werden in der Arbeit mit den jeweiligen Vor- und Nachteilen vorgestellt
- Kosten: Möglichkeiten zur Minimierung der Materialkosten und Hinweise für die Planung werden gegeben
- Inhaltsabläufe mit Reihenfolge von 15 Themen um ein Gesamtverständnis für die Bodenentstehung zu erzeugen
- Stationsgestaltung nach konzeptionellen Grundsätzen bezüglich der Aufgabe der Station, des Erscheinungsbildes, des Materials sowie der baulichen Beschaffenheit
- Evaluierung vor Erstellung und während des Betriebes
- Pflege des Bodenlehrpfades muß gewährleistet sein, Marketing und Öffentlichkeitsarbeit ist nötig um öffentliche Resonanz aufrecht zu erhalten.
- Konzept für äußere Gestaltung zeigt verschiedene Möglichkeiten der Weg- und Stationsgestaltung.
- Konzept für inhaltliche Gestaltung: Vorschläge für die Gestaltung der Stationen werden unterbreitet, die ähnlich einem Baukastensystem zusammen-gestellt werden können. 15 Themen, Tafeltexte und Abbildungen und verschiedene interaktive Elemente stehen zur Auswahl.

Ausführliche Infos (Beispiele interaktiver Elemente, Merkpunkte/Checkliste für die Planung eines Bodenlehr- bzw.- Erlebnis-pfades) unter:

www.aw.fh-osnabrueck.de/akboden

„Boden macht Geschichte“?!

von

Eva Tolksdorf-Lienemann

Einführung in den Themenzusammenhang:

Böden sind durch ihre Verteilung und Vergesellschaftung, durch ihre spezifischen stofflichen Eigenschaften, als Standorte, als Material oder als Lagerungs- und Überlieferungsstätten von archäologischen Funden und Befunden zugleich Archive und Einflussfaktoren der Geschichte. Dies ist für die beteiligten Fachwissenschaften Archäologie und Bodenkunde eine Tatsache, die mit dem Titel festgestellt wird.

Wozu also dann noch die Frage „Boden macht Geschichte“? Sie nimmt Bezug auf den weitgehenden „Unkenntnisstand“ der nicht-fachwissenschaftlichen Öffentlichkeit über die Bedeutung von Boden und bodenkundlicher Untersuchung für das Gewinnen geschichtlicher Erkenntnisse. Die Frage schließt Kritik daran ein, dass die Verbindung Boden und Geschichte nur sehr selten genutzt wird, um das Fach und Methoden der Bodenkunde in der Öffentlichkeit darzustellen sowie das Wissen über Böden zu vermehren.

Eine Ausnahme bildet in diesem Zusammenhang das archäologische Projekt ‚Ausgrabungen zur Varusschlacht‘ in Kalkriese bei Bramsche, Landkreis Osnabrück.

Die Ausgrabungen in Kalkriese setzen sich zum Ziel den tatsächlichen Schauplatz der Schlacht zwischen den Legionen des P. Quintilius Varus und den Germanen unter Führung des Cheruskers Arminius im Jahre 9 n. Chr. zu finden sowie ihre Geschichte aufzuklären und darzustellen. Dazu werden neben der Archäologie, verschiedene Naturwissenschaften und insbesondere die Bodenkunde herangezogen. Art und Weise, Verlauf und Ergebnisse der gemeinsamen Arbeit von Archäologie und Naturwissenschaften sollen, so ein explizit formuliertes Projektziel, auch öffentlich dargestellt und nachvollziehbar gemacht werden (Schlüter 1993).

Aufgabenstellungen der Bodenkunde:

- Beleg der Identität des Platzes
- Nachweis und Rekonstruktion der Schlacht und ihres Verlaufs
- Grundlagenforschung zur Sicherung und Pflege archäologischer Denkmale

Ergebnisse:

- Beleg der Identität des Platzes

Zentraler Punkt der Ausgrabungen zur Varusschlacht ist der sog. Kalkrieser Oberesch. Der ab dem 13. Jh. aufgeplagte Oberesch, ein Brauner Plaggenesch,

stellt eine nach Süden ansteigende Fläche mit heute ebener Oberfläche dar (Lienemann 1993, Benne & Schäfer 1999, Mueller et al. 2000), die nicht der von Tacitus als schlachtentscheidend beschriebenen sumpfigen, zertalten und äußerst schlecht passierbaren historischen Landschaft entspricht.

Eine Bohrkartierung vor Beginn der Grabungen im östlichen Teil des Kalkrieser Oberesch, stellte sicher, dass das Gelände ursprünglich kleinräumig und stärker reliefiert war. Zudem konnten trockene höhergelegene = passierbare und feuchte tiefliegende = unpassierbare Bereiche unterschieden werden. Neben der graphischen Rekonstruktion der historischen Oberfläche (s. Abb 1.) werden im Museumspark auf dem Geländes des Oberesch in einem Bodenprofil und einem Landschaftsschnitt auf dem Niveau der historischen Oberfläche die Böden, ihre Tiefenlage, Eigenschaften und Bedeutung für die historischen Ereignisse dargestellt.

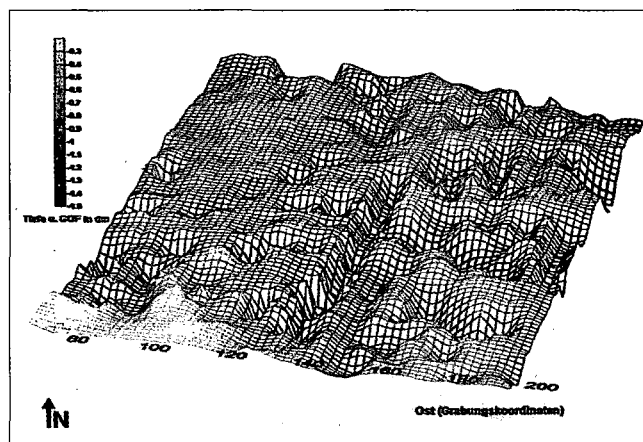


Abb. 1: Relief der historischen Oberfläche Oberesch Kalkriese

• Nachweis und Rekonstruktion der Schlacht und ihres Verlaufs

Archäologisch wird die Varusschlacht und ihr Verlauf durch Funde und Befunde belegt. Da Verteilung und Konzentration von Funden durch nach der Schlacht erfolgtes Sammeln und Deponieren oder die mittelalterliche Eschwirtschaft beeinflusst sein können, ist der Nachweis einzelner Kampfplätze und des Schlachtverlaufes noch auf andere Weise zu führen.

Von den insgesamt 6 ha Oberesch sind seit 1989 gut 10.000 m² durch archäologische Grabungen erschlossen und bodenkundlich beprobt. Die Proben aus der historischen Oberfläche wurden u.a. auf P-Gesamtgehalte (Bleck 1965) untersucht. Eine Darstellung der flächenhaften Verteilung der P-Gehalte in der historischen Oberfläche zeigt, dass großflächig natürliche P-Gehalte von < 250mg P/kg Boden vorliegen, jedoch in bestimmten Bereichen signifikant, punktuell sogar stark bis extrem erhöhte P-Gehalte nachzuweisen sind (s. Abb. 2). Die P-Akkumulation im Bereich 25°-35° Ost/-45°-87° Nord sind vorgeschichtlichen Siedlungs- und Nutzungsbefunden zuzuordnen. Alle weiteren flächenhaft bis punktuell nachzuweisenden P-Anreicherungen sind anderen Einwirkungen des Menschen vor Beginn der Plaggenwirtschaft zuzuordnen.

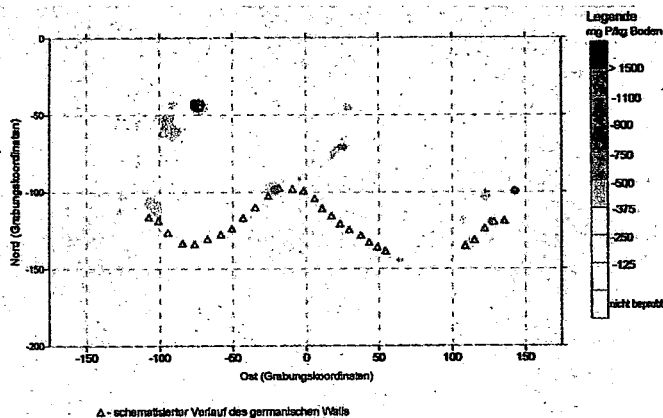


Abb. 2: P-Gehalte der historischen Oberfläche

Verschiedene Indizien legen nahe, die Erhöhung der P-Gehalte in einem Zusammenhang mit dem Schlachtgeschehen zu stellen. Zum einen finden sich im Feinboden Reste von Knochen, darüber hinaus sind aus den Grabungen in situ liegende Knochen, Zähne oder Knochenfragmente überliefert. Ein wichtiger Anhaltspunkt ist die räumliche Verteilung bzw. Konzentration der P-Anreicherungen im nördlichen Vorfeld des archäologisch nachgewiesenen Verteidigungs- und Angriffswall der Germanen (Wilbers-Rost 1993). Das Wallvorfeld stellt sich als Kampfplatz dar. Intensive Kämpfe, das bestätigen auch die archäologischen Befunden fanden an den nördlichsten Punkten der Wallabschnitte statt. Für den westlichen Bereich sind flächenhaft ausgedehnte intensive Kämpfe anzunehmen. Ob der heute noch vorhandene Bach ein von den Germanen geschickt ausgenutztes natürliches Geländehindernis war, oder ob auch hier ein Wall bestanden hat, ist bis jetzt noch nicht bekannt.

In der Dauerausstellung des neuen Museums in Kalkriese werden P-Verteilungskarte und P-Analytik vorgestellt, über P-Gehalte verschiedener Stoffe und Substanzen und ihre Eintragungspfade in Böden informiert und nicht zuletzt auf die grundsätzliche Problematik bei der Verwendung von P-Gehalten für Aussagen zur Geschichte hingewiesen.

• Grundlagenforschung zur Sicherung und Pflege archäologischer Denkmale

Archäologische Denkmale, Funde sowie Befunde sind in der jüngeren Vergangenheit durch anthropogene Umweltveränderungen zunehmend bedroht. Zu den archäologisch besonders interessanten aber unter Bodenbedingungen auch besonders gefährdeten Fundgegenständen gehören Knochen. Zur Abschätzung ihrer Gefährdung sowie zu ihrer nachhaltigen Sicherung im Boden wurden in Kalkriese grundlegende bodenkundliche Untersuchungen zu den Faktoren und Prozessen der Erhaltung von Knochen vorgenommen.

Ausgewählte Ergebnisse dieser Untersuchungen sowie die Methoden der Untersuchung wurden 2000 im Varus-Kurier, der Zeitung der Freunde und Förderer des Projektes Kalkriese unter dem Titel „Unter die Lupe genommen – Die Knochenfunde von Kalkriese“ in populärer Form vorgestellt.

Gerade die Untersuchungen zu den Knochen haben deutlich gemacht, dass die Böden archäologischer Fundstellen und die in Verbindung mit dem

archäologischen Material ablaufenden Prozesse sich spezifisch von natürlichen Böden und Prozessen unterscheiden lassen.

Viele der in Kalkriese aufgefundenen Knochen sind von harten, nicht zerstörungsfrei ablösbaren Sedimentkrusten umgeben. Im Gegensatz zum normalen lockeren Bodenmaterial aus den Fundschichten nehmen in den Knochenkrusten die Ton- und Feinschluff- und Corg-Gehalte deutlich, die P-Gehalte extrem zu (s. Abb. 3). Auch die Kalksteine, die in das lockere Bodenmaterial eingeschaltet sind, sind von allerdings tonreichen, schwach humosen, relativ gering verfestigten Krusten mit im Verhältnis zum Lockermaterial sehr stark im Verhältnis zu Knochenkrusten mäßig erhöhten P-Gehalten umgeben.

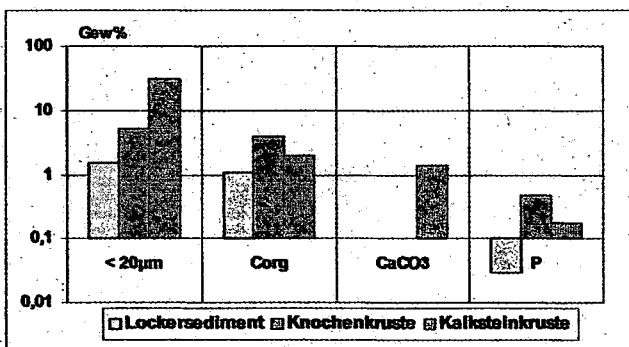


Abb. 3: mU-, fU- + T-, Corg-, CaCO₃ und Pges-Gehalte von Lockersediment, Knochen- und Kalksteinkrusten

Es zeigt sich, dass bei der Bildung der Krusten der Knochen anders als bei der Kalksteine offenbar nicht nur Prozesse der Lösungsverwitterung sondern auch Prozesse der Gefügebildung wirksam werden. Über die zeitliche und räumliche Dimension der Krustenbildung und die dabei auftretenden Stoffflüsse besteht weiterer Untersuchungsbedarf.

Zusammenfassung:

Museum und Park Kalkriese bei Bramsche, Landkreis Osnabrück machen der Öffentlichkeit bewusst: „Boden macht Geschichte“!

Gleichzeitig trägt das Projekt Kalkriese die Forderung nach grundlegender Erforschung der Eigenschaften und Prozesse der Böden archäologischer Fundstellen an die Bodenkunde heran ⇒ „Boden macht Geschichte“?

Literatur:

Benne, I. & Schäfer, W. (1999): Bodenlandschaften der westlichen niedersächsischen Altmoränengeest mit besonderer Berücksichtigung der Plaggenesche. Mittlgn Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 90. 163-201.
 Bleck, R. (1965): Zur Durchföhrung der Phosphatmethode. Ausgrabungen und Funde 10. 213-218.
 Liemann, J. (1993): Der Oberesch am Kalkrieser Berg. In: Schlüter, W.: Kalkriese – Römer im Osnabrücker Land. Rasch, Bramsche. 73-80.
 Mueller, K., Meuser, H., Huischen, L. & Gromes, R. (2000): Exkursionsföhrer-Böden der Geest-, Moor- und Berg-Landschaft sowie anthropogene Böden im westlichen Niedersachsen. Osnabrück 4-20-4-24.
 Schlüter, W. (1993): Kalkriese – Römer im Osnabrücker Land. Rasch, Bramsche.
 Wilbers-Rost, S. (1993): Geschichte und Ergebnisse der Ausgrabungen in Kalkriese. In: Schlüter, W.: Kalkriese- Römer im Osnabrücker Land.

Kunst und Boden Gerd Wessolek¹⁾ & Klaus Mueller²⁾

1 Einführung

Dieser Beitrag greift zwei Fragen auf:

1. wurde das Thema „Boden“ in der darstellenden Kunst bereits bearbeitet und
2. könnte die darstellende Kunst helfen, den Zugang zur Bodenkunde zu erleichtern

Im ersten Teil dieses Beitrages wird ein knapper „kunstpedologischer“ Überblick gegeben. Es versteht sich von selbst, dass dieser Beitrag inhaltlich nicht den Anspruch erhebt, das Thema vollständig und umfassend zu behandeln.

Ziel des zweiten Punktes ist es, zu prüfen, ob durch das „Vehikel Kunst“ die Disziplin Bodenkunde und hier vor allem die Belange des Bodenschutzes eine größere gesellschaftliche Relevanz erreichen könnte als bisher. Ausgangspunkt dieser Überlegung ist, dass weitaus mehr Menschen und gesellschaftliche Gruppen Interesse für Kunst haben als Zugang zu bodenkundlich-wissenschaftlichen Themen. Wir müssen zur Kenntnis nehmen, dass die DBG zwar 2500 (überwiegend wissenschaftlich orientierte) Mitglieder vereint, aber ein breites öffentliches Interesse an unseren Themen nur bedingt vorhanden ist.

Zur Illustration dieses Beitrages bitte ich die homepage

<http://www.tu-berlin.de/fb7/ioeb/bodenkunde/>
der TU-Bodenkunde, Pfad „Kunst und Boden“ zu öffnen. Viel Spaß beim Anschauen!

2 Boden in der darstellenden Kunst

Uns allen ist vertraut, dass die Menschen schon immer Interesse daran hatten, sich, ihr Leben bzw. ihr Umfeld bildnerisch darzustellen; als Beispiel seien mehr oder weniger alle Formen der Höhlenmalerei genannt. In der darstellenden Kunst wurde das Thema Boden erst seit ca. 25 Jahren eigenständig bearbeitet, wenngleich sich

viele Künstler thematisch mit Naturdarstellungen und Landschaftsmalerei befasst haben. Das erste Bild in dieser Reihe zeigt ein Werk von P. Bruegel mit dem Titel: „Bekehrung Pauli“ aus dem Jahr 1567. In dieser Zeit standen biblische Themen, Porträts des Klerus oder von Mitgliedern der Königshäuser bzw. des Adels, historische Dokumentationen, Szenen des bäuerlichen Lebens oder auch Gleichnisse im Mittelpunkt der Malerei. Typisch ist, dass die Landschaft selbst im Hintergrund bleibt und mehr oder weniger begleitendes Motiv ist. Der eigentliche Beginn der deutschen Landschaftsmalerei wird häufig mit dem Bild „Donaulandschaft mit Schloss Wörth und dem Scheuchenberg“ von Altdorfer gesehen; hier steht erstmalig, von lyrischen Empfindungen beseelt, die Landschaft selbst im Mittelpunkt. Mit dem ausgehenden 16. Jahrhundert entdeckt die Malerei in gewisser Weise die Landschaft und Naturdarstellung als eigenständiges Motiv. Typische Vertreter sind: Dürer, Cranach, Burgkmair, Bosch, Poussin. In diese Entwicklung fällt übrigens auch die Entstehung der Gartenbaukunst nach französischem Vorbild (Andre Lenotre, Parl Versailles).

Wir machen jetzt einen großen zeitlichen Sprung in die Stilrichtungen des Realismus, Impressionismus und Expressionismus. In diese Zeit gehören streng genommen auch die Stilrichtungen des „Idealismus“, die Motive der Antike und der griechischen Mythologie (z.B. Böcklin) aufgreifen sowie die Historienmalerei (z.B. Rethel), bei der Geschichtsbilder zum Anlass genommen wurden, um naturnah gesehene Szenen effektiv widerzugeben.

Die Malerei der Biedermeierzeit hatte in Deutschland (trotz aller romantischer Verklärung ihrer Motive) realistische Züge und legte großen Wert auf peinlich genaue Naturstudien (z.B. Leibl, Spitzweg, Schleich). In Frankreich nahm erstmals der Realismus des Malers Gustave Courbet (1819-1877) auch politisch soziale Seiten des Lebens in die Kunst auf.

Im Sinne der Naturdarstellungen mit völlig neuen Ausdrucksweisen für Landschaft, Licht, Wasser und Vegetation (aber nicht Boden!) sind besonders die Bilder der Impressionisten und Expressionisten ausdrucksvoll und zeigen die Veränderungen der Kunstszene und Stilrichtungen. Deutschland spielte bei dieser Entwicklung eine eher untergeordnete Rolle. Erst zu Beginn des 20. Jahrhunderts wurden in Deutschland expressionistische Stile aufgegriffen (Beckmann, Macke, Marc). Sie finden nachfolgend für diese Zeit

1

¹⁾ TU Berlin, FG Standortkunde und Bodenschutz, Salzufer 11-12, 10587 Berlin

²⁾ FH Osnabrück, FG Landwirtschaft, Am Krümpel 31, 49090 Osnabrück

eine Auswahl von Bildern, die typisch sind a) für die vorherrschenden Motive und b) für besondere Stilrichtungen (z.B. Pointillismus). Typische Vertreter dieser Richtungen sind: Troyen, Segatini, Turner, van Gough, Monet. Auch diese Aufzählung muss unvollständig bleiben und soll Anregung geben, selbst auf Entdeckungsreise zu gehen. Allerdings bleibt festzuhalten, dass der Boden als eigenständiges Thema auch in dieser Zeit noch nicht bearbeitet wurde. Einen Überblick über Kunst und Landschaft vermittelt die Abhandlung von Jenny, 1968.

Themen über den „Boden“ oder über den von Künstlern gern benutzten Begriff der „Erde“ wurden erst vor ca. 25 Jahren vermehrt aufgegriffen. Ich habe allerdings bislang keine Hinweise dafür gefunden, dass „Bodenkundler“ i.e.S. daran beteiligt waren. Stellvertretend für diese Arbeiten habe ich eine Reihe von Objekten, Installationen und Skulpturen zusammengestellt. Sie entstammen den in der Literaturliste aufgeführten Bänden „Erde-Zeichen-Erde“ und dem Sonderheft „Natur-Kunst“. Jedes einzelne der darin aufgeführten Kunstwerke hat natürlich eine eigene „message“, die an dieser Stelle leider nicht erläutert werden kann. Alles in allem wird dem Betrachter deutlich, dass der Boden eine Geschichte erzählen kann, über Schichten verfügt, zur Natur gehört, eine Beziehung zu uns Menschen hat, mehr als nur eine Bodenoberfläche darstellt und vor allem ein lebendiger Naturkörper ist.

Am Ende dieser Reihe befindet sich ein Satellitenbild von den Anden, um auch stellvertretend für viele dieser eher wissenschaftlichen Aufnahmen zu demonstrieren, dass auch sie, ganz unabhängig von ihrer Raumskala, über einen hohen ästhetischen „Eigenwert“ verfügen.

Im Anschluss sind noch zwei eigene Arbeiten zu sehen. Die erste, anlässlich der Fertigstellung eines DFG-Vorhabens mit dem Titel „Folgen von Grundwasserabsenkungen und Grünlandumbruch“ entstanden, hat mehr illustrativen Charakter und greift streng genommen die Darstellung von komplexen Zusammenhängen auf. Noch vor ca. 20 Jahren war diese Art von Abbildungen in vielen Lehrbüchern üblich, z.B. in Form von idealisierten Bodenprofilen (Mückenhausen). Die letzte Abbildung stellt ein von mir mit Acrylfarben weiterentwickeltes Lackprofil eines Pelosols dar (digital verdoppelt), das die Wirkung bevorzugter Fließwege verdeutlichen soll und Probleme der Bodenphysik aufgreift.

3 Fazit

Wir Bodenkundler nehmen die ästhetischen Elemente des Bodens (gerne) wahr, vermitteln sie allerdings nicht in der Öffentlichkeit. Auch in der darstellenden Kunst wurde das Thema „Boden“ bislang kaum aufgegriffen. Wenn wir an die Schönheit vieler Bodenprofile denken, die Farben von Eisenoxiden in der Mineralogie oder die eher abstrakten Formen der (nur bislang uns) faszinierenden Dünnschliffe, müssen wir leider feststellen, dass davon wenig in die darstellende Kunst eingeflossen ist. Wir Bodenkundler sind aufgerufen, diese Ästhetik an die Öffentlichkeit zu bringen. Wir sollten nicht darauf aufbauen, dass unsere Themen von Künstlern mühselig entdeckt werden. Ein besonders effektiver Weg könnte darin bestehen, Künstler in unsere Arbeiten einzubeziehen und thematisch für den Boden zu gewinnen. Zugang zu „Boden durch Kunst“ (als Vehikel) sollte deshalb unbedingt gefördert werden (im Kunstunterricht und an den Hochschulen). Es wäre mir ein besonderes Anliegen, wenn es uns gelingen könnte, eine neue Kunstrichtung, vielleicht mit dem Namen „Soil Art“ zu begründen.

Literatur

- The Image of Soil in Landscape Art, old and new, by Hans Jenny, 1968, University of California
- Natur und Kunst, von Heinz Thiel, 1982, Kunstforum
- Erde Zeichen Erde: Dokumentation einer Ausschreibung der Internationalen Gesellschaft der Bildenden Künste, Sektion Deutschland, 1991
- Formen der Kunst, H. Braun, Verlag Martin Lurz, 1968.