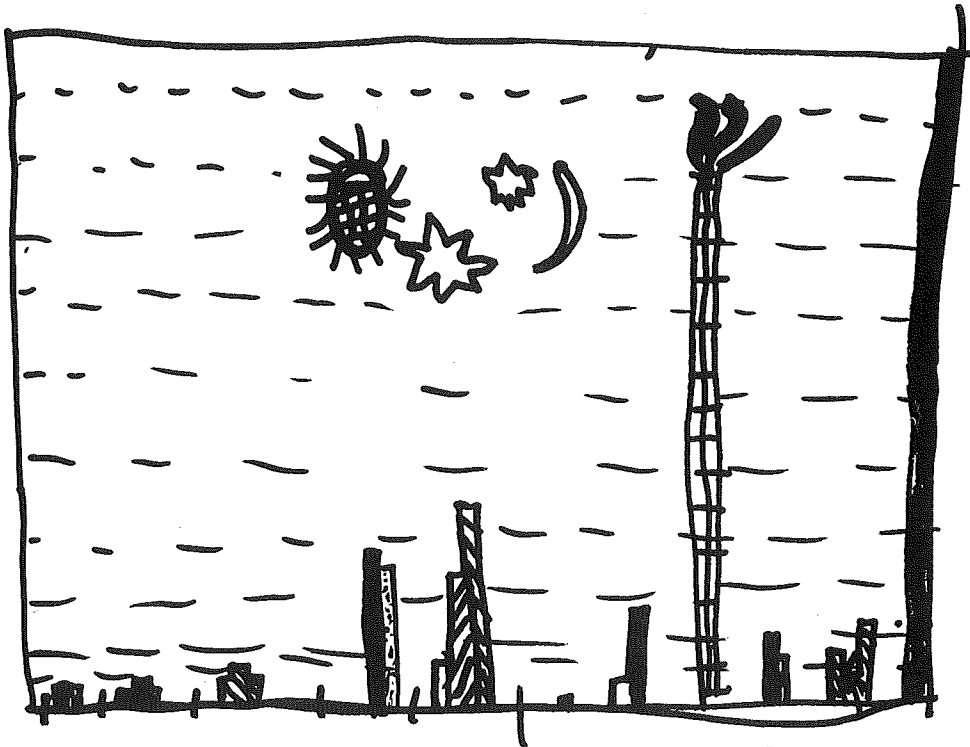


# AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ IV

Symposium der BGS  
anlässlich der Jahresversammlung  
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften  
vom 8. Oktober 1996 in Zürich



**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ**

**SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE**

**Adresse:** Geographisches Institut der Universität Zürich (GIUZ)  
Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zürich

**Telefon** 01 257 51 21/11                      **Fax** 01 362 52 27

**Postcheck-Konto:** BGS Bern 30-22131-0 Bern

**Vorstand / Comité 1996**

Präsident / Président: J.-M. Gobat, Neuchâtel

Vize-Präsident / Vice-président: F. Borer, Solothurn

Beisitzer / Assesseur: P. Germann, Bern

Sekretär / Secrétaire: P. Fitze, Zürich

Rechnungsführer / Comptable: M. Jozic, Ebikon

**Redaktion / Rédaction**

M. Müller

Schweizerische Ingenieurschule für Landwirtschaft

3052 Zollikofen                      Tel. 031 910 21 24                      Fax 031 910 22 96

**Dokumentationsstelle / Service des documents**

Landw. Lehrmittelzentrale LMZ, Länggasse 79,

3052 Zollikofen                      Tel. 031 911 06 68                      Fax 031 911 49 25

**Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Présidents des groupes de travail**

Klassifikation und Nomenklatur: P. Fitze, Zürich

Körnung und Gefüge: P. Weisskopf, Zürich-Reckenholz

Lysimeter: J. Brändli, Zürich

Bodenschutz und Werthaltung: U. Vökt, Bern

Bodenerosion/Bodenkonservierung: D. Schaub, Basel

**Koordination Ausstellung und Broschüre BODEN/SOL**

U. Zihlmann, Zürich-Reckenholz

01 377 74 08

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ  
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE

DOKUMENT 8

# **AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ IV**

Symposium der BGS  
anlässlich der 176. Jahresversammlung  
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften  
vom 8. Oktober 1996 in Zürich

ISBN 3 260 05408 1

Juris Druck und Verlag  
Dietikon 1996

**Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz**

Bestellungen, Versand: Landw. Lehrmittelzentrale LMZ  
Länggasse 79  
3052 Zollikofen  
Tel. 031 911 06 68  
Fax 031 911 49 25

**BGS-Bulletins (Preis Fr. 15.- pro Stück ohne Versandkosten)**

Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801
5	1981	970 802
6	1982	970 803
8	1984	970 805
11	1987	970 808
12	1988	970 809
14	1990	970 811
15	1991	970 812
16	1992	970 813
17	1993	970 814
18	1994	970 815
19	1995	970 816
20	1996	970 817

(No. 1, 2, 4, 7, 9, 10 und 13 vergriffen)

**BGS-Dokumente (Preis Fr. 10.- pro Stück ohne Versandkosten)**

Nummer	Jahr	Thema	Bestellnummer
1 f	1984	Exploitation du gravier et agriculture	970 840
2 f	1985	Estimation et protection des sols	970 841
3 d	1986	Bodenschädigung durch den Menschen	970 822
4 d	1989	Lysimeterdaten von schweiz. Messstationen	970 823
5 d	1994	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz	970 824
6 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II	970 825
7 d	1995	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III	970 826
8 d	1996	Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz IV	970 827

(No. 1 und 2 deutsch vergriffen)

**Weitere Publikationen**

Exkursionsführer ISSS 1986 (Alpentransversale)	Bestellnr.	970 860
Gefährdete organische Böden der Schweiz (1982)		970 861

Titelbild: Silvana und Marlen

ISBN 3 260 05408 1

Copyright: 1996 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

---

**AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ IV**

**Kurzfassungen der Referate und Poster des BGS-Symposiums anlässlich der Jahresversammlung der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften vom 8. Oktober 1996 in Zürich**

- P. MARXER, M. CONEDERA und D. SCHAUB  
 Bodenerosion auf Waldbrandflächen in der Südschweiz.  
 Erste Ergebnisse einer dreijährigen Projektstudie 5
- V. PRASUHN und D. SCHAUB  
 Bodenerosionskarte der Schweiz 11
- M. BERLI, J. HOERNER, W. ATTINGER und R. SCHULIN  
 Bestimmung der Verdichtungsempfindlichkeit von  
 Kulturböden 15
- B. LOTHENBACH, R. KREBS, G. FURRER, S. GUPTA und R. SCHULIN  
 Immobilisierung von Schwermetallen - eine Lösung für  
 schwermetallbelastete Böden? 19
- G. GEIGER, G. FURRER, H. BRANDL, and R. SCHULIN  
 Activity of  $\beta$ -Glucosidase in Presence of Copper or Zinc  
 and Montmorillonite or Al-Montmorillonite 25
- S. GLATZEL, M. KLEBER, F. RÜCK, and K. STAHR  
 A device to monitor soil  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$ , and  $\text{N}_2\text{O}$  fluxes in the  
 Allgäu (SW Germany) 31
- L. WALTHERT, P. WALDISPÜHL, A. RIGLING, R. LÜSCHER, B. PETER  
 und P. LÜSCHER  
 Bodenuntersuchungen im Rahmen des WSL-Projektes "Lang-  
 fristige Waldökosystemforschung" 33
- B. SPYCHER  
 Stickstoffnettomineralisation auf einem Halbtrockenrasen  
 Vergleich von Inkubationsversuchen unter Feld- und Labor-  
 bedingungen 34
- B. SPYCHER und A. BIRRER  
 Variation und Kovariation von Boden und Pflanzenmerkmalen  
 auf verschiedenen räumlichen Skalen eines Halbtrocken-  
 rasens 38
- B. STREIT, P. STAMP und W. RICHNER  
 Räumliche Verteilung von Boden- und Pflanzenparametern  
 bei Direktsaat von Sommerhafer 43
- B. KÄGI und P. FITZE  
 Korngrößenanalyse im Schluff- und Tonbereich - ein  
 Methodenvergleich 47
- F. WEIBEL, A. DE VOS, K. BOERSMA und J. GOUDRIAAN  
 Transpirationmessungen von holzigen Pflanzen mit  
 thermischen Methoden: Probleme und neue Lösungsansätze 51



# Bodenerosion auf Waldbrandflächen in der Südschweiz. Erste Ergebnisse einer dreijährigen Projektstudie

Peter MARXER <sup>1)</sup>, Marco CONEDERA <sup>1)</sup> und Daniel SCHAUB <sup>2)</sup>

- 1) Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft  
Sottostazione Sud delle Alpi, casella postale 2014, 6501 Bellinzona
- 2) Geographisches Institut, Universität Basel, Spalenring 145, 4053 Basel

## Zusammenfassung

Auf der Schweizer Alpensüdseite ereignen sich häufig Waldbrände. Erhöhter Oberflächenabfluss, erhöhte Bodenerosion und dadurch bedingt erhöhte Nährstoffauswaschung sind ökologische Folgen von Waldbränden, wie erste Resultate des Nationalfonds-Projektes "Soil Erosion on Burned Slopes in Southern Switzerland" zeigen. Steuernde Parameter sind u.a. das Niederschlagsgeschehen, der Bedeckungsgrad, Standort- und Reliefbedingungen sowie Feuerfrequenz, Feuerintensität, Brandtyp und Zeitpunkt des Ausbruchs eines Waldbrandes.

## Résumé

Les incendies de forêt sont très fréquents au Sud des Alpes suisses. Ils ont pour conséquences écologiques une augmentation du ruissellement de surface, de l'érosion du sol et du lessivage des substances nutritives. Les premiers résultats du projet du Fonds national "Soil Erosion on Burned Slopes in Southern Switzerland" le confirment. Les paramètres régissant ces processus sont les précipitations, le degré de couverture, les conditions de la station et du relief tout comme la fréquence de l'incendie, son intensité et son type ainsi que le moment où il éclate.

## 1 Einleitung

In der Schweiz ereignen sich die meisten Waldbrände auf der Alpensüdseite, einem Gebiet mit rund 44% Waldanteil (176'000 ha). Hauptsächlich betroffen ist der Kastanienwaldgürtel zwischen 200 und 1000 m ü. M.. In den letzten 30 Jahren (1966 bis 1995) brannten pro Jahr durchschnittlich 850 ha Wald. Die Hauptbrandsaison ist das Winterhalbjahr (Dezember bis April) mit 85% abgebrannter Fläche (CONEDERA et al. 1996a).

Im Sommerhalbjahr können die Niederschläge mit 30 mm/10' bzw. 70 mm/h auf der Alpensüdseite recht intensiv sein (AMBROSETTI 1995). Extremwerte von 118 mm/h respektive 127 mm/h wurden am 22. September 1993 in Camedo im Centovalli (Tessin) gemessen (SPINEDI et al. 1995).

Die Bodenoberflächen der meist steilen Waldhänge bleiben nach Waldbränden eine Zeit lang praktisch vollständig unbedeckt und damit den Einflüssen von Niederschlägen ungeschützt ausgesetzt. Dadurch können für Waldbrandflächen unmittelbar nach einem Feuer erhöhter Oberflächenabfluss, erhöhte Oberflächenerosion und erhöhte Nährstoffab- und -auswaschung erwartet werden. Um diese Prozesse quantifizieren zu können, starteten wir im November 1995 das vom Schweizerischen Nationalfonds finanzierte Projekt "Soil Erosion on Burned Slopes in Southern Switzerland" (CONEDERA et al. 1996b).

## 2 Material und Methoden

Bis jetzt wurden zwei Gebiete als Testflächen verwendet. Das eine unterhalb von Monte Brè sopra Locarno (Koordinaten 703.400 / 115.300) weist eine sehr hohe Feuerfrequenz mit fünf Bränden seit 1969 auf. Beim letzten Brand am 03./04.11.1995 wurde eine Fläche von 4,5 ha Kastanienniederwald zerstört. Auf der anderen Testfläche bei Contra (Koordinaten 708.500 / 117.100) war der Brand vom 21./22.04.1996 der erste in diesem Jahrhundert. Dort brannten 21 ha Kastanienniederwald.

Die quantitative Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion wird mittels Testparzellenmessungen (3 m \* 10 m) auf Waldbrandflächen unterschiedlicher Neigung, Feuerfrequenz und Feuerintensität sowie auf unverbrannten Kontrollflächen durchgeführt. Prinzip und Funktionsweise des für die Oberflächenabfluss- und Bodenerosionsquantifizierung nötigen Instrumentariums sind bei RÜTTIMANN und PRASUHN (1993) ausführlich beschrieben. Wegen der steilen Hänge der Untersuchungsgebiete (58% bis 95%) sind bei der Installation des ursprünglich für wesentlich flachere Maisäcker entwickelten Messinstrumentariums Anpassungen vorzunehmen. Dies sind eine Zusatzkonstruktion unter dem Materialfangkasten sowie ein Einlaufblech bei der Einsetzkante des Materialfangkastens (vgl. Abb. 1). Ein solches Einlaufblech verhindert ein Unterspülen des Materialfangkastens beim Eintritt des transportierten Materials in den Feldkasten infolge des sehr inhomogenen Mikroreliefs und der starken Neigungsänderung.

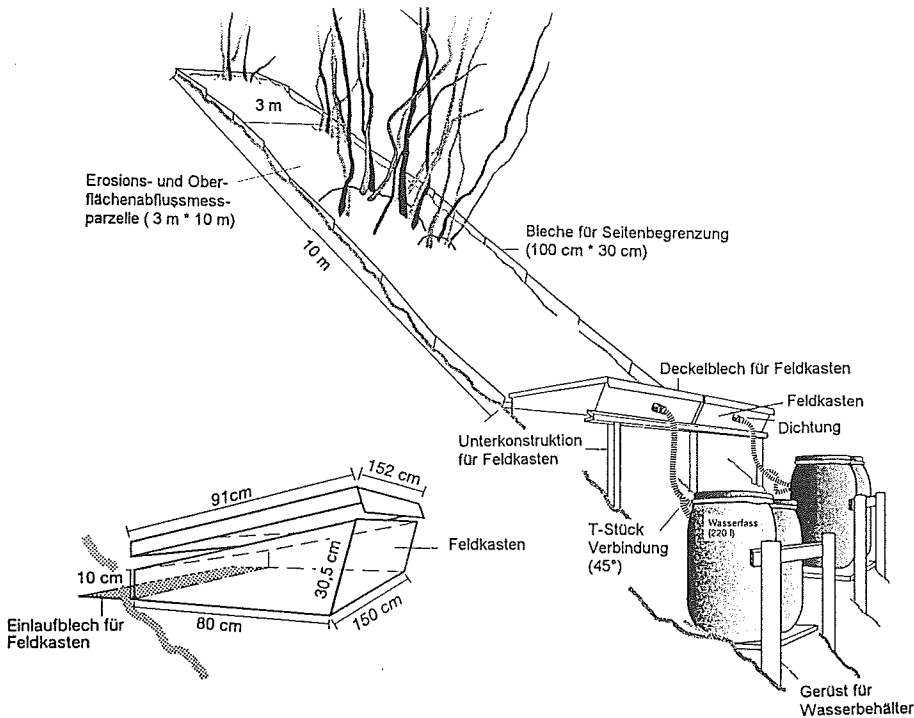


Abb. 1 Messinstrumentarium zur Erfassung von Oberflächenabfluss, Bodenerosion und Stoffaustrag einer Testparzelle (Frontansicht einer Testparzelle und detaillierte Seitenansicht eines Feldkastens mit Einlaufblech).



Ausser der quantitativen Erfassung von Oberflächenabfluss und Bodenerosion werden auch die Nährstoffabwaschung sowie der Stoffinput durch den Niederschlag qualitativ erfasst. Zusätzlich werden Niederschlagssumme und -intensität sowie die Entwicklung des Bedeckungsgrades (Vegetation, Steine, Streuauflage und organisches, unverbranntes Restmaterial) und der Bedeckungsverteilung regelmässig aufgezeichnet sowie Reliefverhältnisse und Bodeneigenschaften der Brand- und Kontrollflächen aufgenommen.

Folgende physikalische und chemische Bodenuntersuchungen werden an während 48 Stunden bei 60 °C getrockneten, horizontweise entnommenen Feinerdeproben (< 2 mm) durchgeführt:

- Korngrößenverteilung (Nasssiebung und Pipettmethode)
- scheinbare Dichte  $\rho_s$  (Nass- und Trockengewicht von 1 dm<sup>3</sup> Burgerzylinderproben)
- reelle Dichte  $\rho_r$  (Pyknometermethode)
- pH (H<sub>2</sub>O) und pH (CaCl<sub>2</sub>) (Boden : Lösung = 1 : 2, 30 Minuten Extraktionszeit)
- C<sub>tot</sub> und N<sub>tot</sub> (CHN-Analysator)
- Austauschbare Kationen (Extraktion mit 1 M NH<sub>4</sub>Cl, Boden : Lösung = 1 : 10, 1 Stunde Extraktionszeit, Messung mittels ICP-OES)
- Austauschbare Azidität
- CEC<sub>eff</sub> und Basensättigung

### 3 Bisherige Resultate

#### 3.1 Boden- und Standorteigenschaften der Untersuchungsgebiete

Die Böden der Brandfläche bei Monte Brè s. L. wurden nach BLASER (1973) als kryptopodsolierte Böden klassiert. Die Horizontabfolge von oben nach unten setzt sich aus drei schwarz gefärbten Horizonten (Ah, A(E) und Bh), einem leicht rötlichbraun gefärbtem Bs sowie einem ockerfarbenen B/C-Horizont zusammen. Der Boden ist 110 cm mächtig. Der Skelettanteil mit Durchmesser > 2 mm liegt zwischen 14% im Oberboden und 40% im B/C-Horizont. Die Feinerde setzt sich in allen Horizonten aus mehr als 65% Sand und weniger als 10% Ton zusammen. Der Schluffanteil liegt zwischen 16% und 23%. Die scheinbare Dichte  $\rho_s$  beträgt im Ah 0,6 g/cm<sup>3</sup> und steigt auf 1,24 g/cm<sup>3</sup> im B/C-Horizont, die reelle Dichte  $\rho_r$  steigt von 2,4 g/cm<sup>3</sup> im Ah-Horizont auf 2,67 g/cm<sup>3</sup> im B/C-Horizont. Die Porosität (P) mit  $P [\%] = 1 - (\rho_s/\rho_r) * 100$  ist in allen Horizonten > 50%. Im Ah-Horizont beträgt sie sogar 75%. Der Hauptwurzelraum befindet sich im Ah- und A(E)-Horizont. Beide Horizonte sind sehr stark durchwurzelt.

Die Böden bei Contra weisen ähnliche physikalische Merkmale auf. Sie sind allerdings etwas geringer mächtig (100 cm) und weisen keine Ausbildung eines Bh-Horizontes auf. Der Skelettanteil dieser Böden beträgt im Ah-Horizont rund 25% und nimmt bis auf über 60% im B/C-Horizont zu. Der Sandanteil ist auch hier in allen Horizonten mit 55% bis 75% hoch. Der Tonanteil liegt überall unter 15%, der Schluffanteil zwischen 17% und 32%. Die Porosität nimmt wie unterhalb von Monte Brè s. L. ebenfalls von oben nach unten von 80% auf 50% ab. Der Hauptwurzelraum ist ebenfalls im Ah- und A(E)-Horizont. Die Durchwurzlung ist allerdings weniger stark als auf der Brandfläche bei Monte Brè s. L..

#### 3.2 Oberflächenabfluss

Der Oberflächenabfluss der beiden Untersuchungsgebiete variiert von Parzelle zu Parzelle (vgl. Abb. 2). Die Oberflächenabflussmengen liegen in Contra im Vergleich zur unver-

## Oberflächenabfluss der Testparzellen bei Monte Brè s. Locarno und Contra

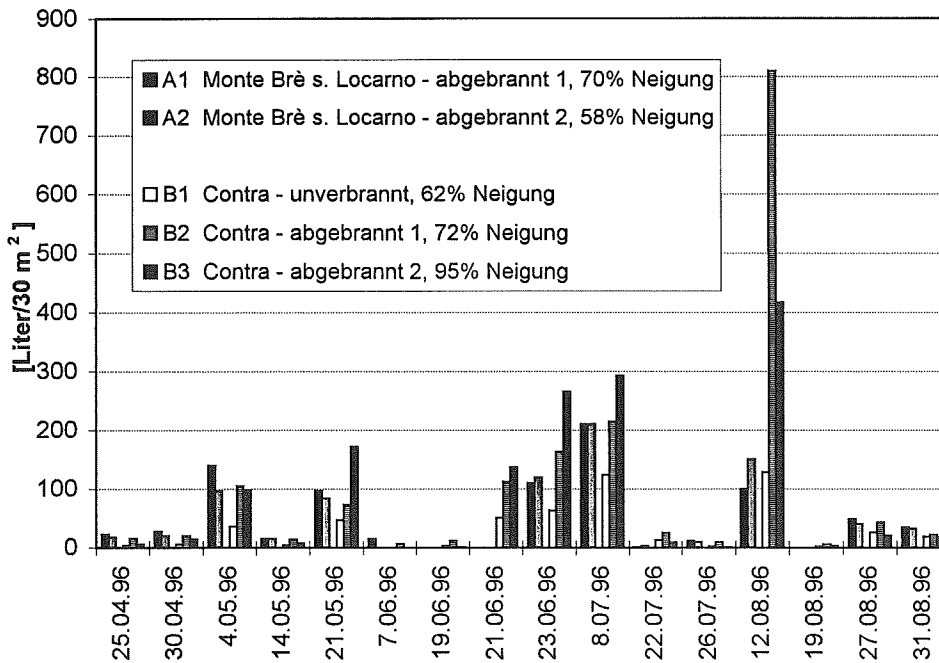


Abb. 2 Oberflächenabfluss der Testparzellen unterhalb Monte Brè s. L. und bei Contra

brannten Kontrollparzelle B1 (62% Neigung) bei der rund 72% geneigten, mit durchschnittlich 10% Steinen bedeckten Testparzelle B2 im Mittel um einen Faktor 3,1 höher, bei der 95% geneigten Testparzelle B3 um einen Faktor 2,8. Die maximale Abweichung zwischen Kontrollparzelle und der abgebrannten Parzelle B2 betrug in der bisherigen Messperiode 630%. Im Gebiet von Monte Brè s. L. konnte keine unverbrannte Kontrollparzelle installiert werden.

Unterhalb Monte Brè s. L. fließen von den auf der Brandflächen liegenden Parzellen A1 und A2 durchschnittlich 3,8% respektive 3,5% des Gesamtniederschlages oberflächlich ab. Bei Contra sind dies für die unverbrannte Testparzelle B1 2,2%, für die beiden Brandparzellen B2 und B3 6,9%, respektive 6,1%. Bezogen auf die erosiven Niederschläge mit Sedimentabtragsraten von  $> 0.1$  kg Trockengewicht (vgl. Abb. 3) erhöhen sich diese Werte bei Contra für B1 auf 2,6%, für B2 auf 8,1% und für B3 auf 7,4%. Die maximalen Oberflächenabflussmengen, die prozentual zu einem Einzelniederschlag abfließen, betragen auf den Messparzellen A1 und A2 unterhalb von Monte Brè s. L. 4,4% bzw. 4,3%, bei Contra für die Parzelle B1 4,6%, für B2 20,7% und für B3 13,5%.

### 3.3 Bodenerosion

Auf der im November 1995 verbrannten Fläche unterhalb Monte Brè s. L. traten während der bisherigen Beobachtungsperiode keine Bodenabtragsereignisse auf. Aufgrund des inzwischen auf nahezu 100% gestiegenen Bedeckungsgrades sind solche auch zukünftig nicht mehr zu erwarten.

Auf der Brandfläche bei Contra hingegen gibt es hohe Bodenabtragsraten (vgl. Abb. 3). Dies konnte nicht nur auf den Testparzellen gemessen, sondern auch ausserhalb davon anhand von Erosionsspuren beobachtet werden. Auf der Testparzelle B2 wurden bisher 97,3 kg (Trockengewicht) Sediment abgetragen, auf der Testparzelle B3 immerhin noch 35,6 kg. Auf der unverbrannten Kontrollparzelle sind es lediglich 1,1 kg. Hiervon sind Feinerde (< 2mm) bei B1 0,8 kg, bei B2 79,7 kg und bei B3 34,5 kg. Dies bedeutet bei den relativ tiefen reellen Dichten  $\rho_r$  (0,5 g/cm<sup>3</sup>) der Ah-Horizonte der Böden bei Contra ein Verlust an Bodensäule zwischen 2,3 mm und 5,3 mm.

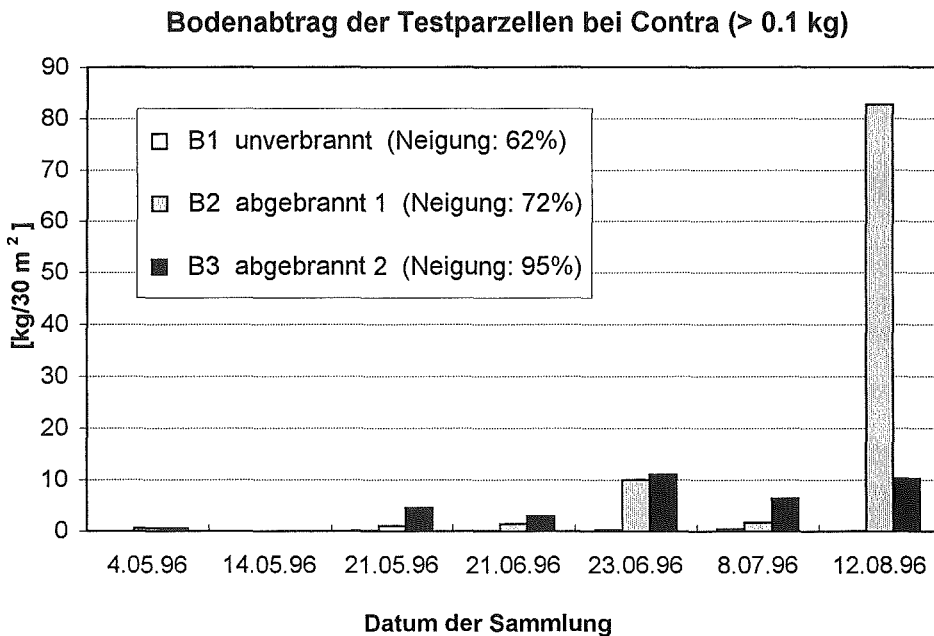


Abb. 3 Bodenabtragsraten > 0,1 kg Trockengewicht der Testparzellen bei Contra

### 3.4 Stoffausträge

Durch den erhöhten Oberflächenabfluss und Bodenabtrag treten stark erhöhte Abwaschungen der durch das Verbrennen organischer Substanz kurzfristig in grösserer Menge zur Verfügung gestellten Nährelemente von den Testparzellen der Brandflächen auf. Dies trifft bei den analysierten Elementen für K, Ca, Mg (Oberflächenabfluss und Bodenmaterial) sowie PO<sub>4</sub> und NO<sub>3</sub> (Oberflächenabfluss) in hohem Masse zu.

#### 4 Diskussion

Die Böden im Waldbrandgebiet unterhalb Monte Brè s. L. und bei Contra sind mit ihren tiefen scheinbaren Dichten und hohen Porositäten sehr durchlässig und gut durchlüftet. Die Ah-Horizonte sind in trockenem Zustand aber auch sehr hydrophob (Blaser 1973), wodurch die Benetzung und das Eindringen von Niederschlagswasser in trockenem Zustand erschwert wird.

Die gemessenen Abtragsmengen auf der Brandfläche mit der niedrigen Feuerfrequenz zeigen, dass nach Waldbränden hohe Bodenabträge ( $3 \text{ kg/m}^2$ ) entstehen können. Die hohe Erosivität der Niederschläge, die relativ hohe Erodibilität der Böden (nach gängigen Erodibilitätsberechnungen weisen die Böden mit K-Faktoren von 0.03 bis 0.04 einen geringen Erosionswiderstand auf), Bedeckungsgrad und -verteilung sowie die Reliefverhältnisse sind dafür verantwortlich. Ausserdem scheinen auf den abgebrannten Kastanienniederwaldflächen auch die Feuerfrequenz, die Zeit seit dem letzten Brandereignis, der Brandtyp (Lauffeuer, Bodenfeuer, Kronenfeuer), die Ausdehnung und der Zeitpunkt des Ausbruchs eines Feuers (Entwicklungsstadium der Vegetation, Klima- und Feuchteverhältnisse), die Streuauflage (Art und Menge) sowie die Feuerintensität (Dauer und Temperatur) wichtige Oberflächenabfluss- und -erosion steuernde Faktoren zu sein. Zur Zeit liegen noch zu wenig Messergebnisse vor, als dass der Einfluss dieser Parameter genauer bewertet werden könnte.

#### 5 Ausblick

Während der nächsten Brandsaison werden zum einen die bisherigen Testparzellenmessungen weitergeführt und andererseits neue Testparzellen installiert. Ausserdem sollen die obersten paar Zentimeter der Böden bodenphysikalisch (Aggregatsstabilität) und bodenchemisch (Nährelemente,  $N_{\text{tot}}$ ,  $N\text{-NH}_4$ ) detaillierter untersucht werden. In Abhängigkeit der Feuerintensität können nämlich bodenphysikalische und -chemische Veränderungen eintreten, welche das Oberflächenabfluss- und Bodenerosionsgeschehen ebenfalls beeinflussen können. Diese Veränderungen könnten unter Umständen ein indirekter Parameter für Brandintensitäten sein.

#### Literatur

- AMBROSETTI, P., 1995: Il clima della Regione Insubrica. *Forestaviva* 13: 18 - 24.
- BLASER, P., 1973: Die Bodenbildung auf Silikatgestein im südlichen Tessin. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Bd. 49, H. 3, 253 - 340.
- CONEDERA, M., MARCOZZI, M., JUD, B., MANDALLAZ, D., CHATELAIN, F., FRANK, C., KIENAST, F., AMBROSETTI, P., CORTI, G., 1996a: Incendi boschivi al Sud delle Alpi: passato, presente e possibili sviluppi futuri. *Rapporto di lavoro PNR 31*: 1 - 143.
- CONEDERA, M., MARXER, P., TINNER, W., HOFMANN, C., AMMANN, B., 1996b: Forest Fire Research in Switzerland. Part 1: Fire Ecology and History Research in the Southern Part of Switzerland. *International Forest Fire News* 15: 12 - 18.
- RÜTTIMANN, M., PRASUHN, V., 1993: Feldmessgeräte zur Erfassung von flächenhafter Bodenerosion und Stofffrachten auf Maisflächen. *Z. f. Kulturtechnik und Landentwicklung* 34: 338 - 348.
- SPINEDI, F., KAPPENBERGER, G., SARTORI, S., AMBROSETTI, P., ZALA, E., 1995: Le alluvioni del 1993 sul versante sudalpino. *Rapporti di lavoro dell'ISM No. 186*, 21 p.

## Bodenerosionskarte der Schweiz

V. Prasuhn<sup>1)</sup>, D. Schaub<sup>2)</sup>

1) Eidg. Forschungsanstalt f. Agrarökologie u. Landbau (FAL), Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft Liebefeld (IUL), 3003 Bern

2) Departement für Geographie, Universität Basel, Spalenring 145, 4055 Basel

### Abstract

L'objectif de l'étude est d'indiquer à l'échelle nationale, les zones où les risques d'érosion sont les plus importants. Une base de données géographiques a été constituée prenant en compte les principaux facteurs de l'USLE. La plupart des informations sont extraites de bases de données existantes. Bien que les montants des pertes en sol en Suisse soient plus bas que ceux qui ont été rapportés dans les pays de la CE, le seuil de tolérance est excédé dans le Moyen-Pays est et ouest et dans la région loessique au nord.

### 1. Einleitung

Im Rahmen der schweizerischen "Agrarpolitik 2002" sollen nachhaltige Produktionsformen gefördert werden. Direktzahlungen nach Artikel 31b LwG sind an bestimmte Mindestanforderungen gebunden, beispielsweise das Vermeiden von Bodenerosion auf Acker- und Rebland (Ökobeitragsverordnung, IP- und Bio-Weisungen). Als Grundlage zur Beurteilung dieses Kriteriums und zur möglichen Einführung von Bodenkonservierungsmassnahmen wurde eine landesweite Übersicht zur Identifikation von Gebieten mit erhöhtem Bodenerosionsrisiko durchgeführt. Wegen der grossen Vielfalt an Bodensubstraten, Reliefformen und Landschaftstypen in der Schweiz kann dies nicht einfach durch eine Extrapolation der Resultate von lokalen Abtragsmessungen geschehen. Andere Beispiele für landesweite Bodenerosionsabschätzungen in Mitteleuropa (AUERSWALD & SCHMIDT 1986, GÜNDRA et al. 1995) basieren auf der Adaption der Universal Soil Loss Equation (USLE) durch SCHWERTMANN et al. (1990). Da dieses Verfahren in einigen schweizerischen Testgebieten die Abtragsraten deutlich überschätzte (SCHAUB & PRASUHN 1991), wurde es nur als Konzept übernommen. Anstelle von Absolutwerten wurden aber Ordinalwerte (Klassen) der einzelnen Prozessfaktoren verwendet.

### 2. Methode: Herstellung der geographischen Datenbasis

Wegen des grossen Datenbedarfes ist eine zuverlässige landesweite Abschätzung der Erosionsgefährdung nur mittels bereits verfügbarer Unterlagen durchführbar. Die räumliche Auflösung dieser Grundlagen bestimmt entsprechend den Detaillierungsgrad der resultierenden Karte. Durch die Koppelung der Arealstatistik (BFS 1992a) an ein digitales Geländemodell (BFS 1992b) lässt sich die Verteilung der Ackerflächen in Abhängigkeit von Hangneigungsklassen als wichtigster Prozessfaktor auf Gemeindeebene ausdrücken. Da die Gemeindegrenzen ebenfalls in digitalisierter Form verfügbar sind, wurden diese als räumliche Grundeinheiten gewählt. Gemeinden mit <5% Ackerflächen an der gesamten Landwirtschaftlichen Nutzfläche, die überwiegend in den Voralpen oder Alpen liegen, wurden nicht klassifiziert, um das hohe "potentielle" Erosionsrisiko infolge grosser Hangneigungen oder zunehmender Niederschlagsmengen nicht überzubewerten. Die durchschnittliche Grösse der verbleibenden klassifizierten Gemeinden beträgt rund 6 km<sup>2</sup>. Eine detaillierte Beschreibung des Vorgehens ist in Vorbereitung.

### 3. Resultate

Die Erosivität der Niederschläge wurde aus der Isoerodent-Karte von SCHAUB (1989), die mit Karten der extremen Punktniederschläge, der Gewitter- und Hagelfrequenzen und des Wasseräquivalents der Schneedecke verglichen und geringfügig modifiziert wurde, abgeleitet. Die Erosivität steigt mit zunehmenden Jahresniederschlägen gegen den Jura und die Alpen an. Die höchsten Werte erreicht die Alpensüdseite, wo die Niederschläge durch den mediterranen Klimaeinfluss deutlich aggressiver sind. Im Hauptackerbaugebiet des schweizerischen Mittellandes liegt der R-Faktor zwischen 80-100 [N h<sup>-1</sup>] und ist damit relativ hoch für mitteleuropäische Verhältnisse.

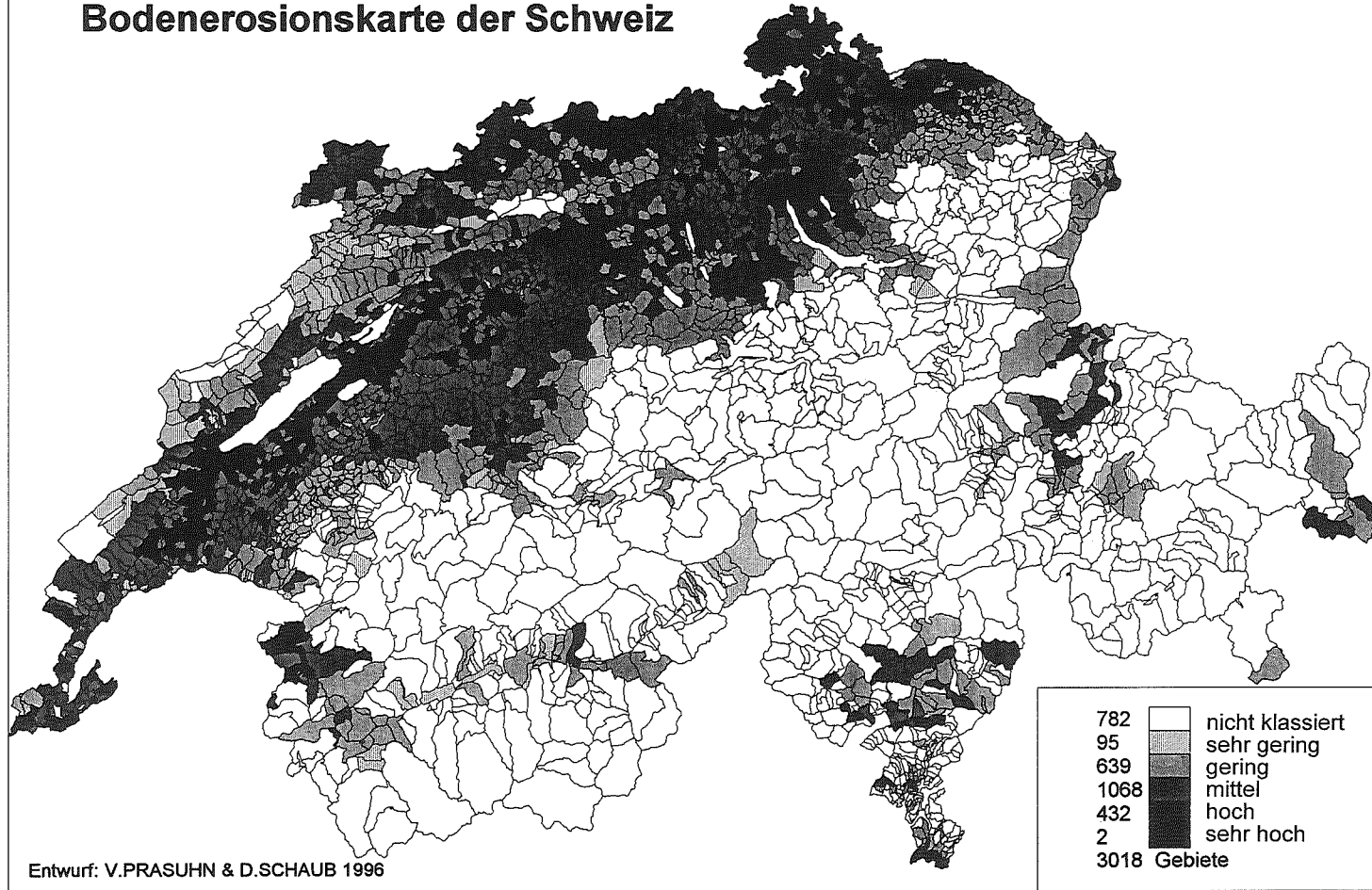
Die Bodenerodierbarkeit wurde nach dem K-Faktor der USLE ermittelt. Da solche Aufnahmen nur für wenige Gebiete vorliegen, musste für die bodenkundlichen Grundlagen auf die Bodeneignungskarte der Schweiz (BFR 1980) zurückgegriffen werden. Gewisse Bodeneinheiten dieser Karte sind nach pedogenetischen Aspekten ausgeschieden, wodurch eine Zuordnung des K-Wertes nur durch Analogieschlüsse möglich war. Mit Ausnahme des schmalen Lössgürtels im nördlichen Teil besitzen die ackerbaulich genutzten Böden meist eine niedrige bis mittlere Erodibilität, entsprechend einem K-Wert um 0,025 [kg h N m<sup>-2</sup>].

Wegen der kleinbetrieblichen Struktur und der starken Reliefierung des Geländes liegen die Schlaggrößen in der Schweiz überwiegend zwischen 0,5-1 ha, was gleichbedeutend ist mit kurzen erosiven Hanglängen (50-100 m). Die Hanglänge wurde daher als konstant angenommen, so dass der Topographie-Faktor nur von der Hangneigung abhängig war. Aus der Verteilung der Ackerflächen in den Hangneigungsklassen wurde für jede Gemeinde eine gewichtete mittlere Hangneigung berechnet. Es zeigt sich, dass im Jura und im zentralen Voralpengebiet durchschnittlich steilere Hänge bearbeitet werden als im Mittelland und östlichen Voralpengebiet.

Der Einfluss der Fruchtfolgen ist im C-Faktor der USLE ausgedrückt. Dieser wurde gemeindeweise aus den Flächenanteilen der einzelnen Feldfrüchte anhand der Betriebszählung (BFS 1992c) ermittelt. Die Karten für mittlere Hangneigung und nutzungsbedingte Bodenbedeckung sind praktisch komplementär. Gebiete mit hohen Anteilen an erosionsgefährdeten Kulturen liegen vor allem in relativ flachen Bereichen des östlichen Mittellandes, in den alpinen Talböden und auf der Alpensüdseite. Fruchtfolgen mit geringer Erosionsgefährdung herrschen dagegen im Jura und den Voralpen vor. Allgemein ist daher die Landnutzung gut an die Topographie angepasst.

Eine Kombination der einzelnen Prozessfaktoren mit einer Wichtung Fruchtfolgen = Hangneigung > Erodibilität > Erosivität ergibt eine auf Ackerflächen bezogene Boden-erosionskarte. Da sich hohe und niedrige Werte für die Einzelfaktoren in den meisten Gebieten ausgleichen, hebt sich keine Region durch ein besonders hohes Risiko ab. Ein Vergleich der errechneten Erosionsgefährdung mit direkten Messungen belegt die Plausibilität des Verfahrens, beispielsweise durch die übereinstimmende Reihenfolge der Gebietsgefährdung (Tab. 1). Allerdings können auch geringe Abträge auf Einzelschlägen in Gebieten mit hohem Anteil an Ackerflächen eine kumulative Wirkung haben. Eine Überlagerung der Gefährdungskarte mit dem effektiven Anteil Ackerflächen führt zu einem umfassenderen Bild der Erosionsproblematik (Abb. 1). Viele Gemeinden im östlichen und westlichen Mittelland, sowie im schmalen Lössgürtel im Norden gelangen in eine höhere Gefährdungsklasse, so dass ein Muster mit regionalen Schwerpunkten entsteht. Von geringerer Bedeutung erscheint Bodenerosion dagegen in den Voralpen und im Jura, auf der Alpensüdseite, sowie im zentralen Mittelland mit seinem hohen Anteil von Kunstwiesen in der Fruchtfolge.

# Bodenerosionskarte der Schweiz



Entwurf: V.PRASUHN & D.SCHAUB 1996

Region	Bodensubstrat, Textur	Gefährdungswert, -klasse	gemessene Abträge [t ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> ]	Messperiode, Referenz
Hochrheintal	Löss, tU	3.10 mittel	4.0	1975-1987, SCHAUB (1989)
Tafeljura	Kalk-, Mergel-Schuttdecken, tL - IT	2.40 niedrig	0.35	1978-1990, PRASUHN (1992)
Zentrales Mittelland	Moräne, Molasse IS	2.28 niedrig	0.3-1.0	1987-1989, MOSIMANN et al. (1991)
Napf-Bergland	Moräne, Molasse IS - sL	2.25 niedrig	0.4	1980-1982, ROHRER (1985)
Hochrheintal	Schotter, IS - uL	2.10 niedrig	0.3	1975-1987, SCHAUB (1989)

Tab. 1: Errechnete und gemessene Gefährdung im Vergleich (Literatur siehe SCHAUB & PRASUHN 1991).

#### 4. Schlussfolgerungen und Ausblick

Mittels eines einfachen Expertensystems wurde auf der Grundlage amtlich verfügbarer Daten eine Bodenerosionskarte der Schweiz hergestellt. Mit einer räumliche Auflösung auf Gemeindebasis von rund 6 km<sup>2</sup> erlaubt sie keine parzellenscharfen Lösungen. Ihr Zweck ist vielmehr ein nationaler Überblick zur raschen Ausscheidung von Problemgebieten, um dort in einem nächsten Schritt eine detaillierte Abschätzung zu Gefährdung und erfolgversprechenden Schutzmassnahmen durchzuführen. Trotzdem die Abtragsraten im Vergleich zu anderen europäischen Ländern als gering erscheinen, sind sie im Sinne einer nachhaltigen Bodennutzung und dem Vermeiden von off-site Schäden in einzelnen Regionen zu hoch. Ein Vergleich mit direkt gemessenen Abträgen belegt die prinzipielle Plausibilität des Verfahrens. Eine Verbesserung ist durch eine genauere Abschätzung der Erodibilität und des C-Faktors zu erwarten. Zudem sollen künftig auch die Rebflächen einbezogen werden.

#### 5. Literatur

- AUERSWALD, K. & F. SCHMIDT (1986): Atlas der Erosionsgefährdung in Bayern - Karten zum flächenhaften Bodenabtrag durch Regen. = GLA-Fachberichte 1, München, 74 S.
- BFS (= BUNDESAMT FÜR STATISTIK) (1992a): Die Bodennutzung der Schweiz: Arealstatistik 1979/85. Resultate nach Gemeinden. Statistik der Schweiz, Reihe 2: Raum, Landschaft und Umwelt, Bern, 227 pp.
- BFS (1992b): Eidg. Landwirtschafts- u. Gartenbauzählung 1990: Kulturland nach Gemeinden. - Statistische Resultate, Reihe 7, Land- u. Forstwirtschaft, Bd. 3, Bern, 163 pp.
- BFS (1992c): GEOSTAT. Benntzerhandbuch. - Statistik der Schweiz, Reihe 2: Raum, Landschaft und Umwelt, Ausgabe 12/94, Bern
- BFR (= BUNDESAMT FÜR RAUMPLANUNG) (1980): Bodeneignungskarte der Schweiz 1 : 200 000. Bern.
- GÜNDRA, H., JÄGER, S., SCHROEDER, M. & R. DIKAU (1995): Bodenerosionsatlas Baden-Württemberg. = Agrarforschung in Baden-Württemberg, Bd. 24, Stuttgart, 76 S.
- SCHAUB, D. (1989): Die Bodenerosion im Lössgebiet des Hochrheintales (Möhliner Feld - Schweiz) als Faktor des Landschaftshaushaltes und der Landwirtschaft. Physiogeographica, Basler Beiträge zur Physiogeographie, Bd. 13, Basel 1989, 225 p.
- SCHAUB, D. & V. PRASUHN (1991): Bodenerosionsmodelle. In: MONBARON, M. & W. HAEBERLI (Hrsg.): Modelle in der Geomorphologie - Beispiele aus der Schweiz. = Berichte und Forschung, Geogr. Inst. Universität Fribourg, Vol. 3, 47-59.
- SCHWERTMANN, U.; VOGL, W. & M. KAINZ (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. Ulmer, Stuttgart, 2. Auflage, 65 S



# BESTIMMUNG DER VERDICHTUNGSEMPFINDLICHKEIT VON KULTURBOEDEN

Markus Berli, Jürg Hoerner, Werner Attinger und Rainer Schulin

Bodenschutz, Institut für terrestrische Ökologie, ETHZ, Grabenstrasse 3, 8952 Schlieren

## Zusammenfassung

Die Vorbelastung ist ein wichtiger Parameter zur Abschätzung der Verdichtungsempfindlichkeit eines Bodens. Zu untersuchen war die Abhängigkeit der Vorbelastung von der Saugspannung sowie ein möglicher Zusammenhang zwischen der Vorbelastung und der Luftdurchlässigkeit eines Bodens. Zusätzlich wurde die Eignung eines Modells zur Schätzung der Vorbelastung überprüft.

Es zeigte sich, dass die Vorbelastung stark saugspannungsabhängig ist. Die Luftdurchlässigkeit nahm bei Auflasten über die Vorbelastung hinaus bedeutend ab. Das Modell zur Schätzung der Vorbelastung ergab für unterschiedliche Böden unterschiedlich gute Vorhersagen.

## Résumé

Le pré-compaction est un paramètre important qui permet d'évaluer les risques de compactage d'un sol. Nous avons étudié la dépendance du pré-compaction vis à vis du potentiel matriciel et recherché une éventuelle relation entre pré-compaction et perméabilité à l'air d'un sol. Enfin, nous avons testé les capacités d'un modèle d'estimation du pré-compaction.

Nous avons montré que le pré-compaction est fortement liée au potentiel matriciel. La perméabilité à l'air diminue de manière significative lorsque la charge appliquée est supérieure au pré-compaction. Le modèle d'estimation du pré-compaction a donné des estimations plus ou moins bonnes suivant le type de sol étudié.

## 1 Problem- und Fragestellung

Durch den Einsatz schwerer Maschinen (Rübenvollernter, schwere Baumaschinen) auf Kulturland kann es zu Schadverdichtungen kommen. Die Verdichtungsempfindlichkeit eines Bodens kann über die Vorbelastung abgeschätzt werden.

Beim Leitungsbau durch Kulturland sollte die Verdichtungsempfindlichkeit bereits in der Planungsphase abgeschätzt werden können.

Dabei stellten sich folgende Fragen:

- Wie hängt die Vorbelastung von der Saugspannung eines Bodens ab,
- Gibt es einen Zusammenhang zwischen Vorbelastung und Luftdurchlässigkeit und
- kann die Vorbelastung aus im Feld bestimmbar Bodenkenntnissen wie Struktur, Textur oder Lagerungsdichte bestimmt werden?

## 2 Methoden und Resultate

### 2.1 Drucksetzungskurve (Ödometer)

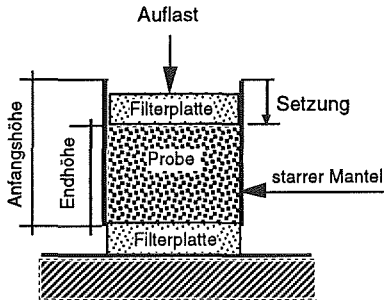


Abb. 1 Bestimmung der Drucksetzungskurve

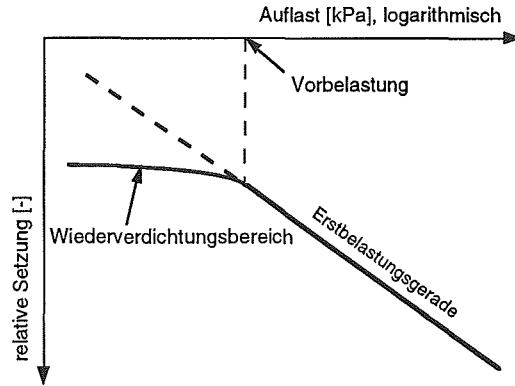


Abb. 2 Bestimmung der Vorbelastung aus der Drucksetzungskurve

Die Auflast wurde stufenweise auf die Probe aufgebracht und die zugehörige Setzung gemessen. Aus der gemessenen Drucksetzungskurve wurde graphisch die Vorbelastung bestimmt.

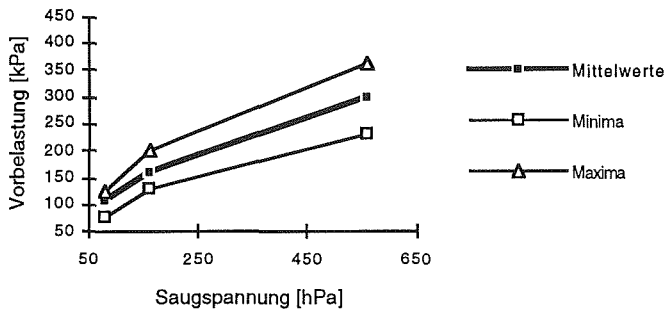


Abb. 3 Abhängigkeit der Vorbelastung von der Saugspannung

Die gemessene Vorbelastung wurde mit der Anfangssaugspannung der Probe verglichen. Es zeigte sich, dass die Vorbelastung stark von der Saugspannung abhängt.

## 2.2 Luftdurchlässigkeitsmessung

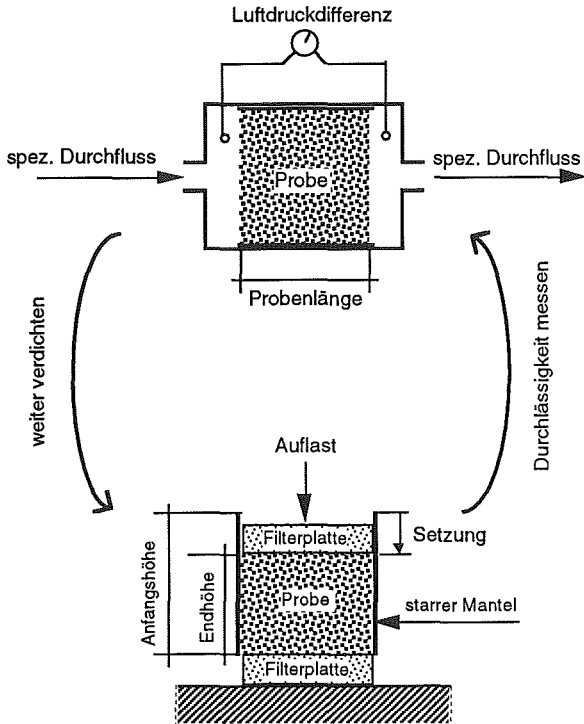


Abb. 4 Luftdurchlässigkeitsmessung bei stufenweise belasteten Proben

Die Luftdurchlässigkeit der Stechzylinderproben wurde bei verschiedenen Auflasten bestimmt.

Die Luftdurchlässigkeit wurde aus dem spezifischen Durchfluss, der Druckdifferenz über der Probe sowie der Probenlänge bestimmt.

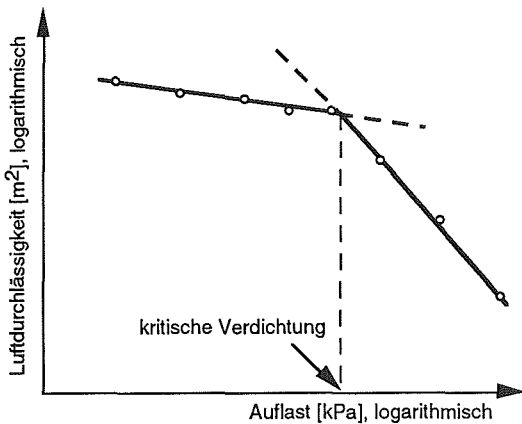


Abb. 5 Vergleich der Auflast mit den jeweils gemessenen Luftdurchlässigkeiten

Aus dem Vergleich zwischen den gemessenen Luftdurchlässigkeiten und der zugehörigen Auflast liess sich, ähnlich der Auswertung der Drucksetzungskurve, eine kritische Verdichtung bestimmen.

Vergleicht man die mit dem Ödometer gemessenen Vorbelastung mit den mittels Luftdurchlässigkeit bestimmten kritischen Verdichtung, so findet man bis auf zwei Extremwerte eine enge Korrelation (Abb. 6).

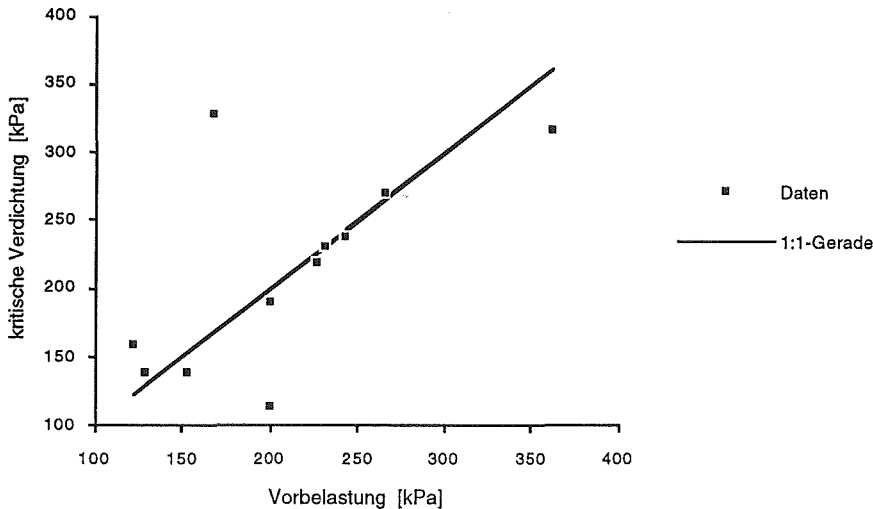


Abb. 6 Korrelation zwischen der kritischen Verdichtung und der Vorbelastung

### 2.3 Schätzung der Vorbelastung mit der DVWK-Methode

Mittels der Methode (Regressionsmodell) der DVWK (1995) wurde die Vorbelastung aus allgemeinen Bodenkennwerten ( Lagerungsdichte, Textur, Struktur, Humusgehalt) geschätzt.

Die DVWK-Methode ergab im Vergleich zur Messung mit der Ödometer-Methode eine gute Vorhersage der Vorbelastung für einen Lössboden, nicht aber für einen Tonboden.

## 3 Schlussfolgerungen

- Bei der Vorbelastungsbestimmung ist es wesentlich, die Saugspannung zu kontrollieren.
- Die ökologische Bedeutung der Vorbelastung zeigt sich in der Luftdurchlässigkeit von Böden bei steigender Auflast.
- Für bestimmte Böden kann die Vorbelastung mit der Berechnungsmethode nach DVWK (1995) gut abgeschätzt werden.

## 4 Literatur

Berli, M., J. R. Hoerner 1996. Bestimmung der Verdichtungsempfindlichkeit von Kulturböden mittels Ödometer- und Luftdurchlässigkeitsuntersuchungen. Diplomarbeit am Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich, Grabenstrasse 11a, 8952 Schlieren.

DVWK 1995. Gefügestabilität ackerbaulich genutzter Mineralböden. Teil 1: Mechanische Belastbarkeit. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (DVWK), Merkblätter zur Wasserwirtschaft 234/1995

## **Immobilisierung von Schwermetallen - eine Lösung für schwermetallbelastete Böden?**

Barbara Lothenbach, Rolf Krebs\*, Gerhard Furrer, Satish Gupta\* und Rainer Schulin

ITÖ, ETH Zürich, Grabenstr. 3, CH-8952 Schlieren

\* IUL, Liebefeld, CH-3003 Bern

### **Résumé**

L'enrichissement du sol en métaux lourds représente à long terme un danger pour la fertilité du sol et peut aboutir à la contamination de l'eau potable et des produits d'alimentation. Le but d'une décontamination "douce" est de rendre ces risques négligeables sans pour autant nuire à la fertilité du sol. L'importance de l'effet phytotoxique des métaux lourds est déterminé par la fraction soluble. Nous avons développé en laboratoire des agents liants qui peuvent être introduits dans le sol afin d'immobiliser des métaux lourds. Comme agent liant, nous avons testé la Montmorillonite et un complexe Al-Montmorillonite. Comparativement à la Montmorillonite, le complexe Al-Montmorillonite fixe les métaux lourds à un pH significativement plus faible. Les métaux lourds nickel, cuivre et zinc sont liés spécifiquement au complexe Al-Montmorillonite et la liaison se fortifie sous l'effet du vieillissement. La capacité d'adsorption des métaux lourds est plus grande pour le complexe Al-Montmorillonite que pour la Montmorillonite non traitée. Lors d'essais en pot, l'assimilation de zinc et de cadmium par le trèfle des prés était plus faible en présence d'Al-Montmorillonite. Nous n'avons observé aucun effet négatif du complexe Al-Montmorillonite sur les plantes.

### **Sanfte Bodensanierung durch schwermetallspezifische Bindemittel**

Die Anreicherung von Schwermetallen im Boden gefährdet langfristig die Bodenfruchtbarkeit und kann zu Belastungen von Trinkwasser und Nahrungsmitteln führen. Eine sanfte Sanierung hat zum Ziel, diese Risiken auf ein unbedenkliches Mass zu reduzieren, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu beeinträchtigen. Entscheidend für die phytotoxische Wirkung von Schwermetallen ist der gelöste Anteil. Es werden deshalb neue naturnahe Bindemittel entwickelt und untersucht, die im Boden zur Immobilisierung von Schwermetallen eingesetzt werden können. Als Bindemittel eignen sich besonders Tonmineralien aufgrund ihrer grossen Oberfläche und Kationenaustauschkapazität.

Das Ziel einer sanften Bodensanierung ist nicht die vollständige Bindung aller Schwermetalle im Boden, da einige unter ihnen essentiell für das Pflanzenwachstum sind, d.h. in ausreichendem Mass verfügbar sein sollten. Ebenso darf die Pflanzenverfügbarkeit von Nährkationen wie Kalium, Magnesium oder Calcium durch die Zugabe von Bindemitteln nicht spürbar vermindert werden. Die Dosierung der Bindemittel muss daher sehr sorgfältig erfolgen.

Das Tonmineral Montmorillonit wird in bestimmten Böden in grossen Mengen vorgefunden und besitzt aufgrund seiner grossen spezifischen Oberfläche und permanenten Ladung eine grosse Bindungskapazität für Kationen. Montmorillonit bindet Schwermetalle vor allem durch elektrostatische Anziehung. Durch einen Überschuss anderer Kationen (z.B. Calcium oder Barium) können sie wieder remobilisiert werden.

Durch Zugabe von Aluminium, welches an den Oberflächen bzw. in den Zwischenschicht-räumen des Tonminerals ausgefällt wird, wird die Adsorptionsfähigkeit für Schwermetalle verbessert (Furrer et al., 1994; Lothenbach et al., 1996a). Die unspezifischen elektrostatischen Bindungen zwischen den negativ geladenen Silikatflächen und den Schwermetallen werden durch spezifische Bindungen zwischen den aluminiumgebundenen Sauerstoffionen und den Schwermetallen ersetzt. Diese Bindungen sind für Schwermetalle in der Regel um Grössenordnungen stärker als jene für Erdalkali- und Alkalikationen.

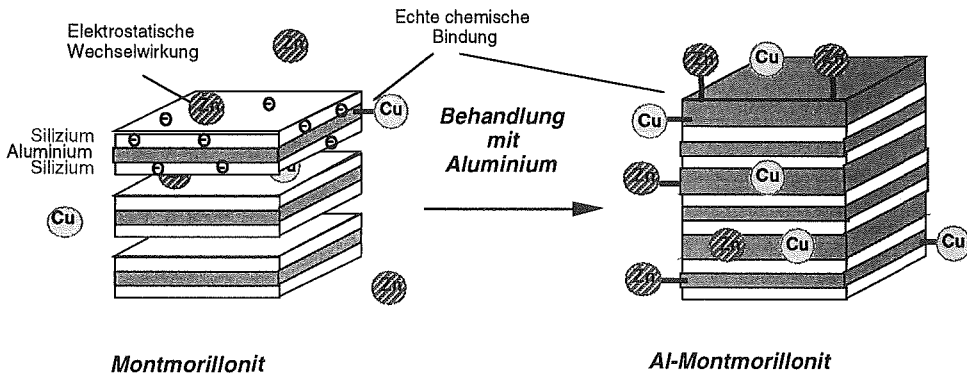


Fig. 1: Struktur der eingesetzten Tonmineralien. Montmorillonit ist ein Dreischichttonmineral, in welchem die Lücken zwischen den Sauerstoff- und Hydroxidionen hauptsächlich mit Silizium (weiss) und mit Aluminium (grau) gefüllt sind. Die Schwermetalle Zink und Kupfer liegen als zweifach geladene Kationen vor und gehen im Falle einer Adsorption an Al-Montmorillonit eine echte chemische Bindung mit brückenbildenden Sauerstoffionen ein.

In Laborversuchen wurden die neuen Bindemittel getestet und ihre Fähigkeit zur Schwermetallbindung, die Art der Bindung sowie die zeitliche Stabilität der Schwermetallimmobilisierung untersucht. In Topfversuchen wurde ihre Fähigkeit zur Schwermetallbindung im Boden und ihre Auswirkungen auf Pflanzen untersucht.

### a) Immobilisierung von Zink und Cadmium durch Montmorillonit und Al-Montmorillonit

Die Sorption von Schwermetallen an Montmorillonit und Al-Montmorillonit wurde in Batchversuchen in einer Suspension von 0.1 M NaClO<sub>4</sub> mit 100 µM Schwermetallchlorid und 2 g / L Montmorillonit nach einer Alterungszeit von 4 Wochen bestimmt.

Durch Zugabe von Montmorillonit wurden die gelösten Schwermetallanteile mässig und im Falle von Al-Montmorillonit drastisch verringert (Fig. 2). Die Wirkung von Al-Montmorillonit war im pH-Bereich von 5 bis 8 (Zink) bzw. von 7 bis 8 (Cadmium) besonders ausgeprägt.

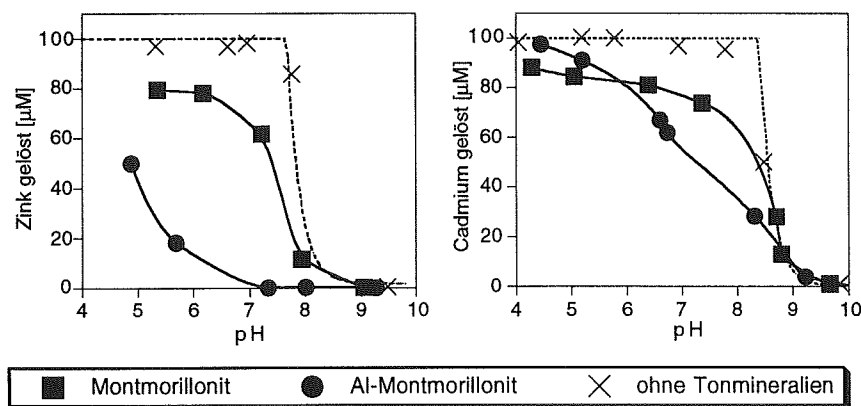


Fig. 2: Die Löslichkeit von Zink und Cadmium ohne Tonmineraleien, in Gegenwart von Montmorillonit und von Al-Montmorillonit.

### b) Remobilisierung

Durch nachträgliche Zugabe von 33 mM Ba(ClO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> zu den Suspensionen wurde der Einfluss anderer zweiwertiger Kationen auf die Bindung der adsorbierten Schwermetalle untersucht. Al-Montmorillonit wurde durch Zugabe von Aluminium zu einer Montmorillonit-suspension (2 mmol Al pro g Montmorillonit) und anschliessende langsame Neutralisation mit NaOH hergestellt.

Durch die Zugabe eines 330-fachen Überschusses an Barium wurde der grösste Teil der an Montmorillonit unspezifisch gebundenen Zinks (Fig. 3) oder Cadmiums (nicht dargestellt) wieder remobilisiert. Cadmium und Blei, welches an Al-Montmorillonit adsorbiert war, wurde ebenfalls wieder remobilisiert. Im Gegensatz dazu wird an Al-Montmorillonit gebundenes Zink (Figur 3), Nickel und Kupfer durch einen Überschuss an Bariumkationen nicht remobilisiert, was darauf hinweist dass diese Kationen spezifisch gebunden werden. Die relativ kleinen Kationen Nickel, Zink und Kupfer können an die Aluminiumhydroxid-oberflächen spezifisch gebunden werden, während die Bindung der grösseren Cadmiumionen sterisch ungünstiger ist.

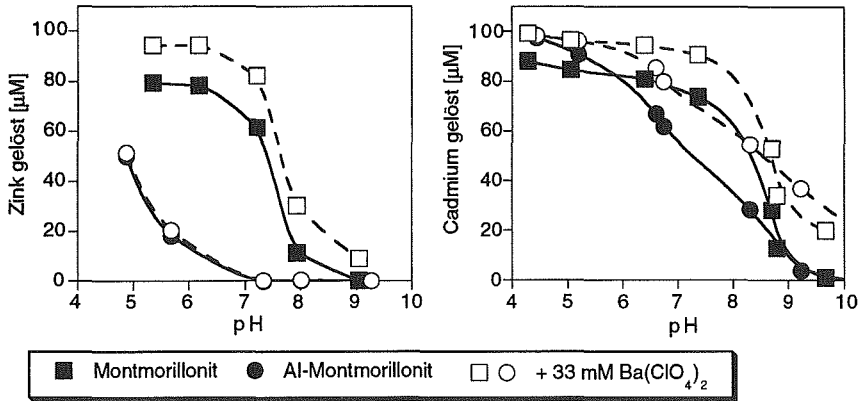


Fig. 3: Remobilisierung von Zink und Cadmium durch 33 mM Ba(ClO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>.

### c) Alterungsverhalten und zeitliche Stabilität der Immobilisierung

In Gegenwart von Montmorillonit änderte sich die Schwermetalllöslichkeit im Zeitraum zwischen 2 und 60 Wochen nicht (Fig. 4). In Gegenwart von Al-Montmorillonit erniedrigte sich im selben Zeitraum die Löslichkeit von Zink und Nickel signifikant. Im Gegensatz

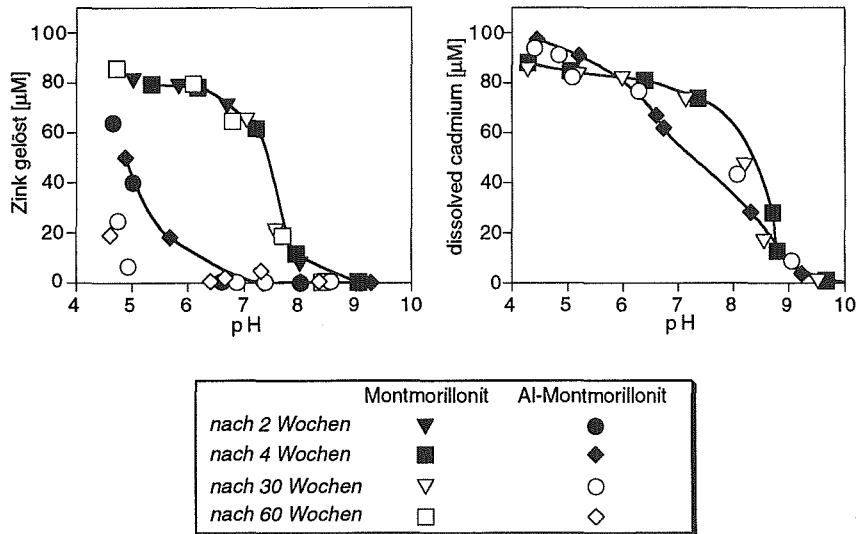


Fig. 4: Einfluss der Zeit auf die Adsorption von Zink und Cadmium an Montmorillonit und Al-Montmorillonit.



dazu veränderte sich die Löslichkeit und auch die Remobilisierbarkeit von Cadmium und Blei nicht. Röntgenuntersuchungen belegten eine Umstrukturierung der Aluminiumhydroxidausfällungen im Al-Montmorillonit (Lothenbach et al., 1996a). Die kleinen Kationen wurden im Laufe der Zeit offenbar in die Aluminiumhydroxidausfällungen im Al-Montmorillonit eingebaut. Für Cadmium und Blei war dieser Prozess sterisch erschwert.

#### d) Pflanzenverfügbarkeit der Schwermetallen nach der Zugabe von Bindemitteln

Für die Topfversuche wurden belasteten Bodenproben aus einem Acker in Rafz verwendet mit einem pH (H<sub>2</sub>O) von 6,7, 860 mg/kg HNO<sub>3</sub>-extrahierbarem Zn und 4,8 mg/kg NaNO<sub>3</sub>-extrahierbarem Zn. Zu den gesiebten Bodenproben wurden verschiedene Mengen an Montmorillonit, Al-Montmorillonit und Kiesschlamm, einem Abfallprodukt der Kiesgewinnung, gegeben. Rotklee (*Trifolium pratense*) wurde angesät und in einer Klimakammer gezogen.

Die NaNO<sub>3</sub>-extrahierbaren Zinkkonzentrationen im Boden sowie die Aufnahme von Zink durch Rotklee wurden in Gegenwart von Al-Montmorillonit und Kiesschlamm wesentlich vermindert. Dabei wurden keine Nebenwirkungen wie z.B. Ertragseinbußen beobachtet (Lothenbach et al., 1996b).

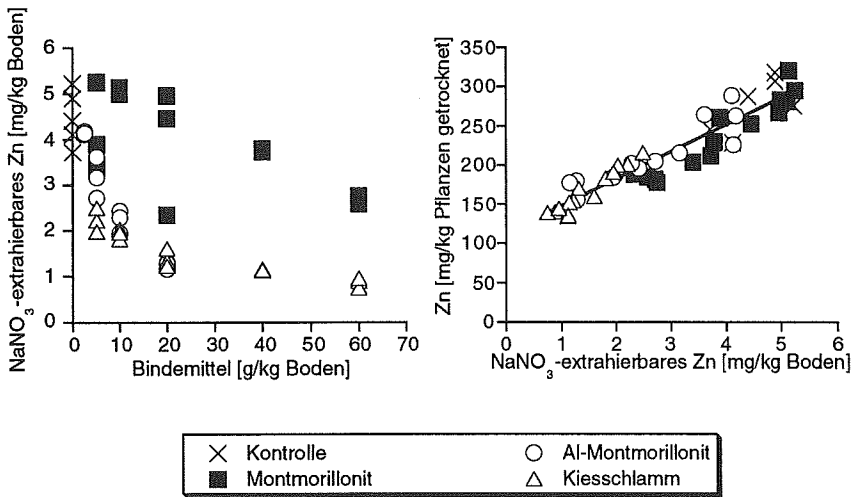


Fig. 5: Einfluss verschiedener Bindemittelzugaben auf die NaNO<sub>3</sub>-extrahierbaren Zinkkonzentrationen im Boden sowie die Zinkaufnahme durch Rotklee.

## Fazit

- Al-Montmorillonit verringert die löslichen Schwermetallkonzentrationen im Labor- und Topfversuch signifikant.
- Die Schwermetalle Nickel, Zink und Kupfer wurden durch Al-Montmorillonit spezifisch gebunden.
- Die Bindung von Nickel, Zink oder Kupfer an Al-Montmorillonit wurde durch Alterungsprozesse intensiviert.
- Beim Einsatz von Al-Montmorillonit oder Kiesschlamm wurden bei Rotklee keine Nebenwirkungen beobachtet.

## Literatur

- Furrer, G., B. Lothenbach, H. Schärli und Ch. Ludwig. 1994.** Interactions between polynuclear aluminium compounds and heavy metal ions. *Journal of Ecological Chemistry* 3(3): 303-312.
- Lothenbach, B., G. Furrer und R. Schulín. 1996a.** Immobilisation of heavy metals by polynuclear aluminium and montmorillonite compounds. Submitted to *Environmental Science & Technology*.
- Lothenbach, B., R. Krebs, G. Furrer, S. Gupta und R. Schulín. 1996b.** Heavy metal immobilisation in soil by addition of montmorillonite, Al-montmorillonite, and gravel sludge: Batch and pot experiments. Submitted to the *European Journal of Soil Science*.

## Activity of $\beta$ -Glucosidase in Presence of Copper or Zinc and Montmorillonite or Al-Montmorillonite

Gabriella Geiger<sup>1</sup>, Gerhard Furrer<sup>1</sup>, Helmut Brandl<sup>2</sup>, and Rainer Schulin<sup>1</sup>

1) Institute of Terrestrial Ecology, Soil Protection, ETH Zurich,  
Grabenstrasse 11a, CH - 8952 Schlieren

2) Institute of Plant Biology, Department of Microbiology, University of Zurich,  
Zollikerstrasse 107, CH - 8008 Zurich

### ABSTRACT

We investigated the effect of copper and zinc on the activity of  $\beta$ -glucosidase, which was found to be strongly inhibited by copper, particularly at high pH. Zinc affected the  $\beta$ -glucosidase activity less than copper and did show a less distinct pH dependence. The effect of both metals on the activity of  $\beta$ -glucosidase was modelled by chemical speciation calculations. These showed that complexation of amino acids located at the active site of the enzyme by copper increased with pH but remained more or less constant in the case of zinc. Additionally, the speciation calculations indicated that more amino acids were complexed by copper than by zinc. This was also in accordance with the measured data.

In presence of montmorillonite or aluminium-coated montmorillonite, the enzyme activity was also strongly reduced, whereby montmorillonite had a stronger effect than Al-montmorillonite. Combinations of copper and zinc with the two clay minerals showed that only montmorillonite reduced the toxic effect of zinc and that copper toxicity remained unaffected. The formation of ternary complexes in the different systems was estimated based on speciation calculations. The modelling results suggested that in the pH range 4-5.5 the formation of positively charged zinc-enzyme complexes and therefore ternary complexes are favoured. In contrast to zinc, copper forms mainly uncharged and only small amounts of negatively charged complexes with the enzyme. The latter would form ternary complexes with Al-montmorillonite. It was concluded that the formation of ternary complexes in an enzyme-metal-clay system may affect metal toxicity.

## INTRODUCTION

Various studies have shown that the activities of many enzymes in soil are inhibited by trace elements (Tyler, 1974, Haanstra and Doelman 1991, Doelman and Haanstra, 1986). Deng and Tabatabai (1995) found that cellulase activity in soil was inhibited by metals in the sequence:  $\text{Ag}^+ > \text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Hg}^{2+}$ ,  $\text{Pb}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Ni}^{2+}$ . As cellulose is the major carbohydrate synthesised by plants ( $26 \cdot 10^9$  t C/y; as calculated from terrestrial primary production (Schimel et al., 1995) and cellulose content of terrestrial biomass (Brown, 1983)), its degradation represents an important part of the carbon cycle within the terrestrial biosphere. Nevertheless, only scarce information is available on the mechanisms involved in the inhibition of cellulases, e.g. the inhibition of  $\beta$ -glucosidase by metals.

The aim of this work was to investigate the influence of copper and zinc on cellulose degrading enzymes in a model soil system. In particular we studied the effect of (i) pH, (ii) copper or zinc, (iii) clay minerals, and (iv) clay mineral and metal in combination on the activity of  $\beta$ -glucosidase. Montmorillonite was chosen as representative for soil clay minerals. Al-montmorillonite is a modified form of montmorillonite with a smaller specific surface area and a lower permanent charge (Lothenbach et al., 1996). Copper and zinc were chosen, as both are essential micro nutrients but as pollutants also of environmental concern. Copper has a high chemical affinity to solid organic substances, whereas zinc has a higher solubility and tends to form weaker organic complexes than copper.

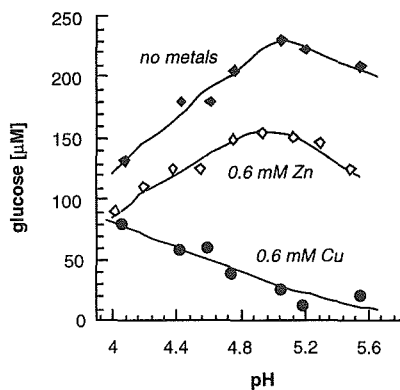
## MATERIALS AND METHODS

The preparation of the clay minerals, the analysis of  $\beta$ -glucosidase activity, and the treatment of the aqueous samples have been carried out as described in Geiger et al. (1996a). The chemical speciation of dissolved components was calculated using the programme MICROQL as described by Geiger et al. (1996b).

## RESULTS AND DISCUSSION

### *Influence of copper and zinc on $\beta$ -glucosidase activity*

Figure 1 shows the influence of 0.6 mM copper or zinc on almond  $\beta$ -glucosidase activity. The influence of copper was strongest in the pH range 5-5.5 resulting in reduced activity by 90%. Close to pH 4, the effect of copper was weak with a reduced activity of 5% at most. The presence of copper caused a shift in pH optimum towards a lower pH value. In contrast, 0.6 mM Zinc did not shift the pH optimum. The maximum inhibition (40%) was much lower and less pH dependent in comparison to copper.

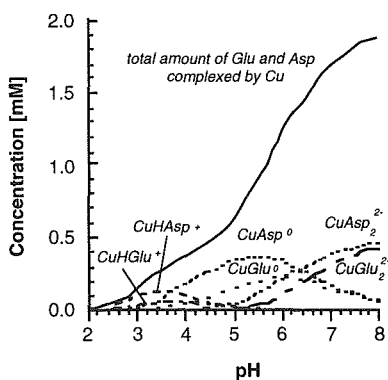


**Fig. 1** Influence of 0.6 mM copper or zinc on the activity of  $\beta$ -glucosidase (0.43 U, 0.5 g/l cellobiose) at 25°C in 0.1 M Na-acetate buffer expressed as rate of glucose production in the first 15 minutes of the experiments.

#### *Modelling of the interactions between $\beta$ -glucosidase and copper or zinc*

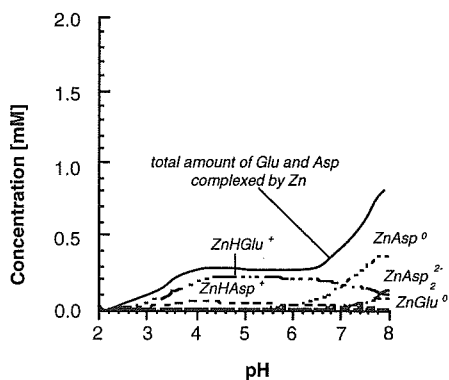
The interactions of a metal cation with the amino acids of the active site of an enzyme may cause strong inhibition of the enzyme's activity. The critical amino acids of almond  $\beta$ -glucosidase are glutamic and aspartic acid (Becher, 1977). To estimate the influence of copper and zinc on the activity of  $\beta$ -glucosidase in dependence of pH, the chemical speciation of the involved amino acids and heavy metals have been calculated.

Figure 2 shows the calculated chemical speciation of copper, glutamic and aspartic acid at equivalent concentrations (1 mM). The total amount of Glu and Asp complexed by copper increases continuously from pH 2 to 6. This indicates that the enzymes in the protonated state do not interact with metals. At higher pH, the complexation of Asp and Glu by copper may cause an inhibition of  $\beta$ -glucosidase activity.



**Fig. 2** Chemical speciation of 1 mM glutamic and 1 mM aspartic acid in presence of 1 mM Cu. Only the species that involve copper and amino acids are shown.

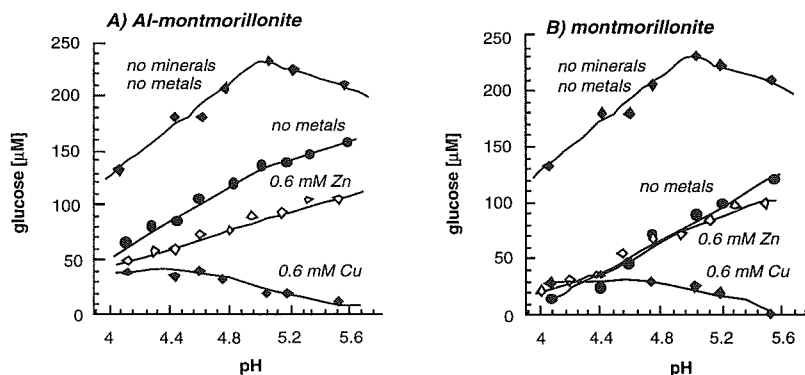
Figure 3 shows the calculated chemical speciation of zinc, glutamic and aspartic acid. The total amount of Glu and Asp complexed by zinc remains virtually constant from pH 4 to 6, where most of the amino acids remain free. The affinity of Glu and Asp for zinc is lower than for copper. The calculated ratios of Glu and Asp complexed by copper or zinc correspond qualitatively very well with the experimentally found inhibition of the enzyme activity (compare Fig. 1).



**Fig. 3** Speciation of 1 mM glutamic and 1 mM aspartic acid in presence of 1 mM Zn. Only selected species are shown.

#### *Effects of clay minerals in combination with copper or zinc on $\beta$ -glucosidase activity*

The activity of  $\beta$ -glucosidase was reduced in presence of Al-montmorillonite and montmorillonite (Fig. 4). Montmorillonite inhibited the enzyme activity stronger than Al-montmorillonite. The different extent of inhibition on the activity of  $\beta$ -glucosidase by the two montmorillonites can be related to the difference in specific surface and net negative charge (Geiger et al., 1996a).



**Fig. 4** Influence of 0.6 mM copper or 0.6 mM zinc on the activity of  $\beta$ -glucosidase in the presence of (A) Al-montmorillonite (2 g/l) and or (B) montmorillonite (2 g/l).

In the presence of montmorillonite and Al-montmorillonite, copper inhibited the  $\beta$ -glucosidase activity strongly, whereas zinc only reduced the  $\beta$ -glucosidase activity in Al-montmorillonite suspensions. Around pH 5.5, 0.6 mM copper reduced the  $\beta$ -glucosidase activity by more than 90% in the presence of both, montmorillonite or Al-montmorillonite. Similar inhibitory effects of copper or zinc were observed in the montmorillonite free suspensions (Fig. 1). That means that in these systems the clay minerals did not reduce the toxic effects of copper or zinc, with the exception of the system with zinc and montmorillonite, where a reduced zinc toxicity could be observed due to the presence of the clay mineral.

The formation of ternary complexes between mineral surfaces, copper or zinc and organic ligands is of importance in our system as they may also influence metal availability for the free enzyme. The concentrations of the copper-amino acid complexes in the  $\beta$ -glucosidase system are shown in Figure 4. The dominant species in the pH range 4-5.5 are not charged. I.e., these species probably do not form stable surface complexes with both montmorillonite compounds. Less important are  $\text{CuAsp}_2^{2-}$  and  $\text{CuGlu}_2^{2-}$ . However, these species can form stable complexes with the Al centres of the mineral surfaces. In the presence of copper,  $\beta$ -glucosidase therefore probably forms more ternary complexes with Al-montmorillonite than with montmorillonite. But, as the amount of formed ternary complexes may be rather small, they may not crucially influence the  $\beta$ -glucosidase activity in the observed pH range.

The dominant zinc-amino acid species in the pH range below 7 are  $\text{ZnHGlu}^+$  and  $\text{ZnHAsp}^+$ . These positively charged species probably form stable complexes with the permanent negatively charged montmorillonite surfaces, but not with the positively charged aluminium sites. This suggests that ternary complexes are not likely formed at the Al-montmorillonite surface. However, in the montmorillonite-zinc system, the reduction of zinc toxicity can be explained by the formation of ternary surface complexes.

In summary, for the estimation of the influence of a metal on enzyme activity in a system with clay minerals, the stability constants of the metal-enzyme complexes, the pH,  $\text{pH}_{\text{pZC}}$  of the enzyme,  $\text{pH}_{\text{pZC}}$  of the clay mineral and the charge of the metal-enzyme complex are of great importance. From our experimental findings and the modelling of chemical speciation in the pH range 4-5.5 we may conclude that the  $\beta$ -glucosidase activity can be significantly affected by the formation of metal-enzyme complexes but also by the formation of binary and ternary enzyme-mineral surface complexes.

### LITERATURE

- Becher, H.J. 1977. Isolierung und Untersuchung einer  $\beta$ -Glucosidase aus dem Bittermandelemulsin. Dissertation, University of Köln.
- Brown, D.E. 1983. In: Coughlan, M.P. Cellulose degradation by fungi. In: Fogarthy, V.M. and C.T. Kelly (Editors). 1990. Microbial enzymes and biotechnology. Elsevier, London and New York, 1-36.
- Deng, S.P. and M.A. Tabatabai. 1995. Cellulase activity of soils: Effect of trace elements. *Soil. Biol. Biochem.* **27** (7), 977-979.
- Doelman, P. and L. Haanstra. 1986. Short- and long-term effects of heavy metals on urease activity in soils. *Biol. Fertil. Soils* **2**, 213-218.
- Geiger, G., H. Brandl, G. Furrer and R. Schulin. 1996a. The effect of copper on the activity of cellulase and  $\beta$ -glucosidase in presence of montmorillonite or Al-montmorillonite. *Soil Biol. Biochem.* (submitted).
- Geiger, G., G. Furrer, H. Brandl and R. Schulin. 1996b. Activity of  $\beta$ -glucosidase in presence of copper or zinc and montmorillonite or Al-montmorillonite. Proceedings of the IMOM Symposium, Nancy, France, 3.- 6. September 1996. (submitted).
- Haanstra, L. and P. Doelman. 1991. An ecological dose-response model approach to short- and long-term effects of heavy metals on arylsulphatase activity in soil. *Biol. Fertil. of Soils* **11**, 18-23.
- Lothenbach, B., G. Furrer and R. Schulin. 1996. Adsorption of heavy metals by polynuclear aluminium and modified montmorillonite. *Environmental Science & Technology* (submitted).
- Schimel, D., I.G. Enting, M. Heinemann, T.M.L. Wigley, D. Raynaud, D. Alves and U. Siegenthaler. 1995. CO<sub>2</sub> and the carbon cycle. Climate change 1994. In: Houghton, J.T., L.G. Meira Filho, J. Bruce, Hoesung Lee, B.A. Callander, E. Haites, N. Harris and K. Maskell (Editors). Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios. Cambridge University Press, 35-71.
- Tyler, G. 1974. Heavy metal pollution and soil enzymatic activity. *Plant and Soil* **41**, 303-311.



**A device to monitor soil CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and N<sub>2</sub>O fluxes  
in the Allgäu (SW Germany)**

S. GLATZEL\*, M. KLEBER\*, F. RÜCK\*\*, K. STAHR\*

\*Institute for Soil Science and Land Evaluation (310), University  
of Hohenheim, D-70599 Stuttgart. \*\*Umweltbundesamt, Postfach  
330022, D-14191 Berlin

### 1. Introduction

According to Schapendonk et al. (1996), in the future grassland ecosystems will have the capability of increased carbon storage. On the other hand, ammonia fertilisation decreases the ability of soils of methane oxidation (King & Schnell, 1994). Intensively fertilised, humid soils rich in organic substance have a high potential of N<sub>2</sub>O (Velthof et al., 1995). A quantitative assessment of the relative significance of those processes on a farm scale or a whole region does not exist. It is the aim of the research group "Measurement, Modelling and Mitigation of Trace Gas Emissions in Farming Systems" at the University of Hohenheim that has been founded by the German Research Foundation (DFG) to calculate a budget of carbon dioxide, methane, nitrous oxide and ammonia of a dairy farm in the Allgäu (SW Germany). The sub-project the Institute for Soil Science and Land Evaluation (310) is working on concerns the evaluation of the role of different soils. Budgets need to span large periods of time. For that reason the focus is to obtain data for uninterrupted and sufficiently long periods.

### 2. General demands on trace gas measurement

The measurement of trace gas fluxes using chamber methods is hampered by numerous disturbing factors:

- The gas concentration inside the chamber may rise to a point where diffusion processes are impeded (lack of concentration difference).
- Enclosed areas are able to eliminate or alter changes in air pressure at the soil surface that are caused by wind.
- Pressing the chamber into the soil may force soil air out of or compress soil air.
- Temperature and moisture inside the closed chamber do not comply with values of the surrounding atmosphere.
- Trace gas fluxes exhibit remarkable spatial variability.

### 3. Features of the measuring installation "Siggen/ Neuweiher"

In order to minimise effects of the disturbing factors that have been pointed out, a chamber with a large covered area (1 m<sup>2</sup>) and a large enclosed volume (512 l) was constructed under the overall control of the Institute of Agricultural Engineering (440) at the University of Hohenheim. The covered area meets the requirements for the measurement of spatially heterogeneous fluxes of N<sub>2</sub>O that Heinemeyer et al. (1995) have drawn up. The entire chamber is tilted upward in relation to the examined surface. Only during measurement, the entire chamber is being pushed to the frame in order to achieve airtightness.

Four chambers compose a measurement site. The measurement installation Siggen/Neuweiher consists of three measurement sites: One near the lake-side of the Neuweiher, in a permanently water-saturated environment, one on a plot that doesn't receive any fertilisation since 1987 but is being cut 4-5 times a year, and one that is fertilised and cut 4-5 times a year according to local custom.

All sites are located on cumulic anthrosols above glacial till on a terminal moraine in the cool-humid Allgäu landscape. A central control unit opens and closes the chambers 6x/day and pumps the gases to an infrared gas analyser (Siegrist Co., Karlsruhe, Germany). Each measurement site is equipped with a separate infrared gas analyser.

Today the measuring installation is able to continuously survey the gas fluxes of the trace gas CO<sub>2</sub> using the mode "static chamber". A PC registers and stores data. For CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O flux analysis samples are taken twice a week and being analysed by GC in the laboratory.

Since the gas exchange of soils strongly depends on climatic factors, the following data is being monitored hourly:

Soil temperature probes, TDR-probes for registration of soil moisture and passive redox electrodes are installed in each horizon. A weather station records climatic parameters.

#### 4. Summary

The measurement installation "Siggen/Neuweiher" is capable of quantitatively determining the role of the compartment "plant and soil" as source and sink for the climatically relevant gases carbon dioxide, methane and nitrous oxide on a dairy farm. By means of year-round, continuous monitoring reference data for other sub-projects are acquired. That way a quantitative assessment of data from other sub-projects will be obtained. Turnover of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O can be calculated to fill the gap for the farm carbon and nitrogen budget.

#### 5. Literature

- Heinemeyer, O., J.C. Munch, E.-A. Kaiser, 1995: Variabilität von N<sub>2</sub>O-Emissionen -Bedeutung der Gasauffangsysteme. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, **76**, I, 543-546.
- King, G. und S. Schnell, 1994: Effect of increasing atmospheric methane concentration on ammonium inhibition of soil methane consumption. *Nature* **370**, 282-284.
- Schapendonk A., P. Dijkstra, S. van de Gejn, K. Groenwold, 1996: Grasslands: A buffer for increasing atmospheric carbon dioxide? *Change* **30**, 5-7.
- Velthof, G.L., A.B. Brader, O. Oenema, 1995: Effects of nitrogen fertilization and grazing on the emission of nitrous oxide from grassland. In: S. Zwerter et al., (Hrsg.) *Climate Change Research: Evaluation and Policy Implications*. 627-630. Elsevier.

## Bodenuntersuchungen im Rahmen des WSL-Projektes

### Langfristige Waldökosystemforschung LWF

Lorenz Walther, Peter Waldispühl, Andreas Rigling, Rolf Lüscher, Beat Peter, Peter Lüscher

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL)  
Gruppen Forstliche Bodenkunde und Bodenchemie

Die grosse und vielfältige Bedeutung des Waldes für die Schweiz, einschlägige Rechtsgrundlagen sowie internationale Verpflichtungen bilden die Grundlage für die Durchführung des Walderhebungsprogrammes WEP, in welchem Informationen über Zustand und Veränderung des Schweizer Waldes gewonnen werden sollen. Das Projekt "Langfristige Waldökosystemforschung" (LWF) ist Teil des "Wald-erhebungsprogrammes" (WEP). Es hat zum Ziel, auf 20 ausgewählten Forschungsflächen von je rund zwei Hektar Grösse ein vertieftes Verständnis ökosystemarer Abläufe im Wald zu gewinnen. Dabei wurde ein interdisziplinärer Ansatz gewählt. Die Untersuchungen zu den Auswirkungen der Umweltbelastung und einer möglichen Klimaveränderung bilden den Schwerpunkt. Auf den Flächen werden einerseits in verschiedenen Kernprojekten standardmässig ausgewählte Oekosystemparameter erhoben (Monitoring). Andererseits werden in momentan rund 20 Spezialprojekten verschiedenster Forschungsdisziplinen Detailuntersuchungen mit spezifischen Fragestellungen durchgeführt.

Die Bodenuntersuchungen im Rahmen des LWF-Kernprojektes umfassen vier Schwerpunkte mit den folgenden Zielsetzungen:

**Bodenkartierung** : Erstellen einer Bodenkarte zur Charakterisierung der LWF-Flächen. Das Erfassen und Beschreiben der räumlichen Variabilität ausgewählter Bodenparameter steht dabei im Mittelpunkt. Die Karte dient als Grundlage zur funktionalen Unterteilung der Untersuchungsfläche.

**Leitprofile**: Bodenbeschreibung und -beprobung bis auf das Muttergestein. Interpretationsgrundlage für die bodenchemischen Daten des Bodenmonitorings. Oekologische Interpretation der Boden- und Standortverhältnisse.

**Bodenmonitoring**: Ueberwachung ausgewählter chemischer und physikalischer Bodenparameter in einer rund 0.25 ha grossen Teilfläche, bis in eine Tiefe von 80 cm. Erfüllen internationaler Verpflichtungen bezüglich Bodenmonitoring für Waldstandorte (UN/ECE und ICP/IM). Das Beprobungsintervall beträgt 10 Jahre.

**Bodenwassermonitoring**: Ueberwachung des pflanzenverfügbaren Wassers im Jahresverlauf. Vergleich des Wasserhaushaltes verschiedener LWF-Flächen. Einfluss der Waldbewirtschaftung (z. B. Bodenverdichtung) auf das Wasserregime des Bodens. Das Monitoring der Bodenwasserchemie ist ab 1998 vorgesehen.

Das Kernprojekt Boden wurde im Frühjahr 1994 gestartet. Mittlerweile liegen von 14 Untersuchungsflächen erste Messresultate vor. Ende 1998 sollen alle 20 Flächen kartiert, beprobt und instrumentiert sein.

Weitere INFOS unter der Homepage LWF: <http://www.wsl.ch/wsidb/lwf/sites.html>

**UN/ECE**: United Nations Economic Commission for Europe

**ICP/IM**: International Co-operative Programme on Integrated Monitoring on Air Pollution Effects

## **Stickstoffnettomineralisation auf einem Halbtrockenrasen Vergleich von Inkubationsversuchen unter Feld- und Laborbedingungen**

Boris Spycher  
Geographisches Institut der Universität 4055 Basel

**Auf einem Halbtrockenrasen (Nenzlinger Weide Kanton Basel-Landschaft) wurde die Stickstoffmineralisation im Feld, auf zwei, entlang von einem Hanggradienten angeordneten Standorten, während einem Jahr gemessen. Parallel dazu wurden die Randbedingungen Temperatur und Feuchte im Boden erfasst. Ende März wurden Bodenproben entnommen und im Labor bei verschiedenen Temperatur- und Feuchtebedingungen inkubiert. Die Abhängigkeit der Mineralisation von Feuchte und Temperatur wurde mit einem Regressionsmodell beschrieben. Mit dem Modell und den im Feld gemessenen Temperatur und Feuchtwerten konnte der Jahresverlauf modelliert werden. Die Modellergebnisse stimmten in ihrem relativen Verlauf gut mit den Messwerten überein. Hingegen wurde die im Feld gemessene Mineralisation im Mittel um ca. 50 Prozent überschätzt.**

### **Einleitung**

Die Stickstoffmineralisation hängt von verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren ab. Biotische Faktoren sind die Aktivität der ammonifizierenden und nitrifizierenden Bakterien und die Qualität der organischen Substanz. Abiotische Faktoren sind die Temperatur der Wassergehalt und die Durchlüftung des Bodens. Um die Stickstoffnachlieferung im Feld beurteilen zu können, müssen die verschiedenen Einflussgrößen und ihre Variabilität berücksichtigt werden. Dies geschieht am besten dadurch, dass Bodenproben unter möglichst naturnahen Bedingungen im Feld inkubiert werden. Da Feldinkubationen zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Vergleich zu Laborinkubationen sehr aufwendig sind, wäre es eine grosse Erleichterung, wenn man die Stickstoffmineralisation mit aus Laborexperimenten entwickelten Modellen und einfach im Feld messbaren Kovariablen modellieren könnte.

### **Feldmessungen**

Für die Bestimmung der Stickstoffmineralisation im Feld wurden je Standort vier Bodenproben während ca. einem Monat inkubiert. Nach jeder Inkubation wurde gleichentags eine neue Inkubation gestartet. Dabei wurde eine ungestörte Bodenprobe in einer Stahlröhre inkubiert, und an deren Unterseite ein Beutel mit Ionentauschern und eine Filtermatte eingesetzt. Im Umfeld der Stahlröhre wurde die Anfangskonzentration von mineralischem Stickstoff

an einer Mischprobe bestimmt. Der Stickstoffeintrag über den Regen wurde mit wöchentlichen Sammelproben erfasst. Über den Stickstoffeintrag, die Stickstoffauswaschung und die Konzentrationsveränderung wurde bilanziert und die Stickstoffmineralisation wie folgt berechnet:

$$N_{\text{min-N}} = (E-A) LV + H - R$$

E = Endwert in der inkubierten Probe  $N_{\text{min-N}}$  [mg/kg]

A = Anfangswert zu Beginn der Inkubation  $N_{\text{min-N}}$  [mg/kg]

L = Lagerungsdichte [kg/cm<sup>3</sup>]

V = Volumen der Inkubationsröhre [cm<sup>3</sup>]

H = Aufgefangene Menge im Harz  $N_{\text{min-N}}$  [mg]

R = Über den Regen eingetragene Menge bezogen auf die Fläche der Inkubationsröhre  $N_{\text{min-N}}$  [mg]

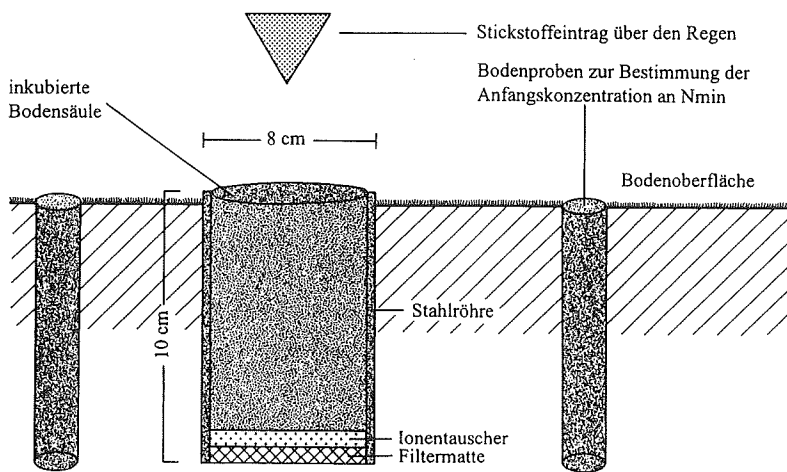


Abb. 1: Feldinkubationsversuch zur Bestimmung der Stickstoffmineralisation (Di Stefano & Gholz 1986 verändert durch Spycher o.J.).

Die wichtigsten Resultate aus den Feldinkubationsversuchen:

Die Konzentration von mineralischem Stickstoff variierte vor allem kleinräumig in einem Skalenbereich von ca. 13 Metern (sequentielle ANOVA  $P < 0.01$ ). Eine zeitliche Entwicklung und eine Hangdifferenzierung war nicht erkennbar. Im Gegensatz dazu variierte die Stickstoffmineralisation vor allem zeitlich und hatte einen deutlichen Mineralisationspeak im Juli. Dieser Jahresverlauf konnte durch die Variabilität von Temperatur und Feuchte gut beschrieben werden (multiple Regression  $r^2 = 0.8$ ). Räumliche Mineralisationsunterschiede konnten nicht

nachgewiesen werden. Im Gegensatz zur Konzentration von mineralischem Stickstoff, variiert die Mineralisation im Jahresverlauf. Bei der Bestimmung der Mineralisation im Feldversuch wurde der Einfluss der Vegetation weitgehend ausgeschlossen, da auf den inkubierten Bodensäulen kaum Pflanzenwachstum möglich war. Im Gegensatz dazu wurden die Konzentrationsmessungen im Boden auf bewachsenen Flächen durchgeführt. Offensichtlich wird frisch mineralisierter Stickstoff von den Pflanzen schnell aufgenommen. Dies führt zu einem geglätteten zeitlichen Verlauf.

### Labormessungen

Für das Laborexperiment wurden am Ober- und am Unterhang je eine Mischprobe entnommen. Aus Zeitgründen mussten die Proben vor der Weiterverarbeitung tiefgekühlt werden. Vor der Inkubation wurden die Proben schonend aufgetaut und in feldfeuchtem Zustand gesiebt. Beide Mischproben wurden für 36 Tage bei 2, 12, 20 und 28 °C sowie bei 20, 40, 60 und 80 % Feldkapazität inkubiert. In allen 16 Temperatur-Feuchte-Kombinationen wurden drei Proben inkubiert. Die wichtigsten Resultate aus dem Laborversuch:

Der Einfluss der Temperatur auf die Mineralisation war deutlich. Oberhalb von 12 °C nahm die Mineralisation mit der Temperatur zu. Demgegenüber war die Wirkung der Feuchte auf die Mineralisation weniger ausgeprägt. Die Wirkung von Temperatur und Feuchte war nicht unabhängig voneinander. So nahm der Temperatureffekt auf die Mineralisation bei feuchten Bedingungen zu. Je nach Herkunft des inkubierten Bodenmaterials war die Wirkung von Temperatur und Feuchte auf die Mineralisation unterschiedlich.

### Modellierung

Ausgehend von den Labormessungen wird folgende Regression gerechnet:

$$\frac{dN_{\min}}{dt} \left[ \frac{\text{mgN} / \text{kg}}{d} \right] = a + b\theta + c\theta^2 + d\theta^3 + eT + fT^2 + gT^3 + h\theta T + i\theta^2 T^2 + f\theta^3 T^3.$$

$\theta$  = volumetrischer Wassergehalt [% v],  $T$  = Bodentemperatur [°C]. Alle Effekte, für die sich in einer sequentiellen Analyse eine Irrtumswahrscheinlichkeit von  $P > 0.1$  oder ein  $F$ -Wert  $< 2$  ergibt, werden aus dem Modell entfernt.

Die im Feld gemessenen Bodentemperatur- und Bodenfeuchtedaten werden in die Gleichung eingesetzt und die so modellierten Daten mit den Feldmessungen verglichen (Abb. 2). Während der relative Verlauf der Messungen durch das Modell gut wiedergegeben wird kommt es im Mittel zu einer deutlichen Überschätzung der Feldmessungen. Dies dürfte vor allem auf die Probenvorbehandlung des im Laborinkubationsversuch verwendeten Bodenmaterials zurückzuführen sein (tiefkühlen, sieben).

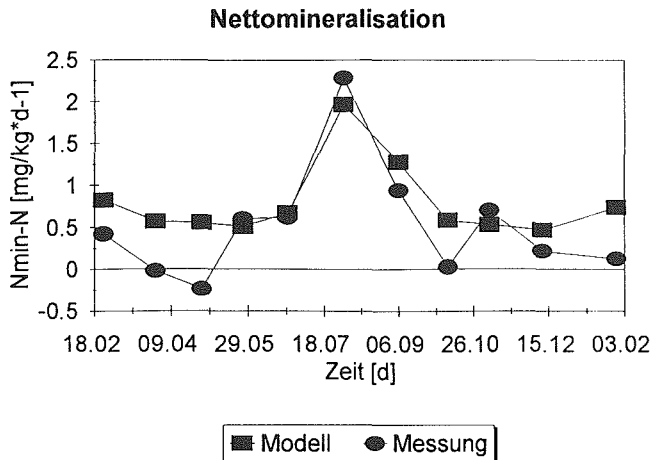


Abb. 2: Geschätzte und gemessene Nitratentwicklungs- und Mineralisationsraten am Unterhang, für den Zeitraum vom 28.1.1994 bis zum 30.1.1995.

### Fazit

Das beschriebene Vorgehen ist geeignet, wenn man den saisonalen Mineralisationsverlauf untersuchen will, hingegen ist es für die Abschätzung von absoluten Mineralisationsraten nicht geeignet. Durch feldfrische Inkubation des Bodenmaterials könnten vermutlich bessere Resultate erzielt werden. Die Feldinkubationsmethode sollte noch eingehender geprüft werden.

### Dank

Ich bedanke mich bei Andreas Birrer (Institut für Umweltwissenschaften Universität Zürich) für seine Unterstützung und seine konstruktive Kritik bei der Auswertung der Daten. All jenen die mir bei den Messungen im Feld und im Labor geholfen haben möchte ich herzlich danken. Dem Schweizerischen Nationalfond zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung danke ich für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SPPU-Programms, Modul 3 "Biodiversität".

### Literatur

- DISTEFANO J. F. & GHOLZ H. L.: A Proposed Use of Ion Exchange Resins to Measure Nitrogen Mineralization and Nitrification in Intact Soil Cores. - In: Communication in Soil Science and Plant Analysis 17/9 (1986), 989-998.
- SPYCHER B. (o.J.): Skalenabhängigkeit von Boden-Pflanze-Beziehungen und Stickstoffhaushalt auf einem Halbtrockenrasen im Laufener Jura (Region Basel). Erscheint demnächst in Physiogeographica Basel.

## Variation und Kovariation von Boden und Pflanzenmerkmalen auf verschiedenen räumlichen Skalen eines Halbtrockenrasens

Boris Spycher<sup>1</sup> und Andreas Birrer<sup>2</sup>

1) Geographisches Institut Universität Basel

2) Institut für Umweltwissenschaften Universität Zürich

### Einleitung

Beziehungen zwischen räumlich gemessenen Grössen können sich über die Skalen ändern. Die Vernachlässigung dieser Skalenabhängigkeit führt zu fehlerhaften Interpretationen von Beziehungen, insbesondere bei Vergleichen von Studien mit unterschiedlichen räumlichen Auflösungen. Ursachen möglicher Fehlinterpretationen sind Überlagerungen von grossskaligen mit kleinskaligen Beziehungen. Die Problematik der Skalenabhängigkeit von räumlichen Messgrössen wurde im Rahmen eines grossen interdisziplinären Projektes zum Thema Biodiversität (Schwerpunkt Programm Umwelt Modul 3) bei Beziehungen zwischen Pflanzenwachstum und verschiedenen Bodenmerkmalen untersucht.

Boden- und Pflanzenmerkmale können auf verschiedenen Skalen variieren (Tilman 1982, Stark 1994, Stratton 1995). Dies kann dazu führen, dass die Bedeutung eines Bodenparameters für das Pflanzenwachstum je nach Skala in der Intensität (Abb. 1a) und Richtung (Abb. 1b) ändern kann. Skalenüberlagerungen können Beziehungen sogar unsichtbar machen (Abb. 1c).

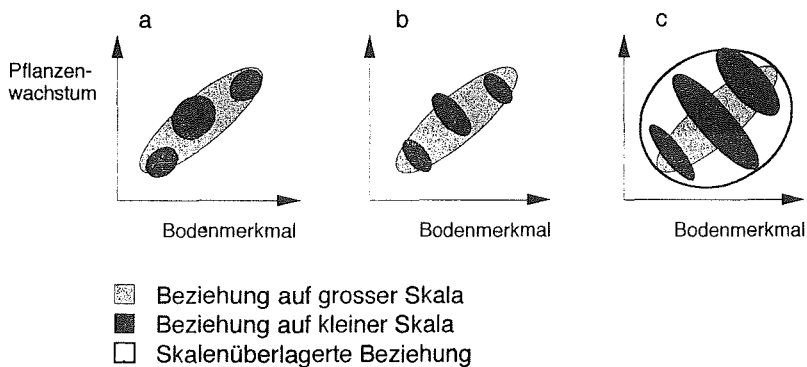


Abb. 1: Verschiedene Skaleneffekte, Erläuterungen im Text

Zerlegt man Korrelationen in Beiträge von verschiedenen Skalen, so können Überlagerungen deutlich werden. Auf diese Weise kann man einen besseren Eindruck von den tatsächlichen Zusammenhängen erhalten.



Die folgenden Fragen zu dieser komplexen Problemstellung sollen exemplarisch untersucht werden:

Auf welcher Skala variieren Bodenmerkmale und Pflanzenwachstum?

Wie lässt sich die Variation des Pflanzenwachstums auf verschiedenen Skalen durch Bodenmerkmale erklären?

Ändern sich die Beziehungen über die Skala?

Wie lassen sich solche Veränderungen erklären?

## Material und Methoden

Die Untersuchungen erfolgten auf der Nenzlinger Weide, einem Halbtrockenrasen 10 Kilometer südlich von Basel. Der Standort lässt sich wie folgt charakterisieren: Höhenlage 500 m NN, Exposition SSW, Neigung 19-22°, Substrat Hangschutt, Bodentyp Rendzina. Die Messungen erfolgten in einer hierarchischen Versuchsanordnung (Tab. 1) und wurden mit einer hierarchischen Varianz- und Kovarianzanalyse ausgewertet. Die hierarchischen Niveaus entsprechen Skalenbereichen, für die jeweils Varianz- und Kovarianzkomponenten berechnet wurden (Webster & Oliver 1990, Snedecor & Cochran 1989). Aus diesen Komponenten wurden Korrelationskoeffizienten nach folgender Formel berechnet:

$$r = \frac{Cov(XY)}{\sqrt{Var(X)Var(Y)}}$$

Der Gebrauch von Varianzkomponenten korrigiert die Variation zwischen den Mitteln verschiedener Beprobungsflächen einer Skala für die Heterogenität die innerhalb dieser Flächen zu finden ist.

Tab. 1: Hierarchische Versuchsanordnung (nested design). Die verschiedene Messflächen waren ineinander geschachtelt, dadurch wurden mehrere Skalenbereiche beprobt.

Bezeichnung des Skalenbereiches	Min. - max. Distanz zwischen Messflächen/ Mittlere Distanz [m]	Anzahl Messflächen	Fläche [m x m]
Superblock (SB)	60 / 60	2	SB1 = 35 x 25 SB2 = 25 x 17
Block (B)	13 - 24 / 15	5	10 x 10
Plot (P)	2 - 14 / 8	56	0.5 x 0.5
Spross (S)	0.2 - 0.6 / 0.4	118	0.2 x 0.2

Auf den Messflächen von 20 x 20 cm wurden drei Einstiche von 1.3 cm Durchmesser aus 0-8 cm Tiefe entnommen und als Mischproben weiterverarbeitet. Die Phytomasse wurde oberhalb von 5 cm geerntet und das Trockengewicht bestimmt. Eine erste Beprobung erfolgte am 30. März, eine zweite zwischen 1. und 3. Juni 1994. Ausser der Bodentiefe mussten alle Daten vor der Analyse transformiert werden: Phytomasse  $\ln(x)$ , gravimetrische Bodenfeuchte  $\ln(x)$ , Hangneigung  $\ln(x-5)$ , mineralischer Stickstoff 1. Beprobung  $\ln(x)$ , 2. Beprobung  $\ln(x)$ .

## Ergebnisse

### Variation

Am Beispiel von Bodentiefe, Hangneigung, mineralischem Stickstoff im Frühling und oberirdischer Phytomasse wird deutlich, dass die Variablen auf unterschiedlichen Skalen variierten (Abb. 2).

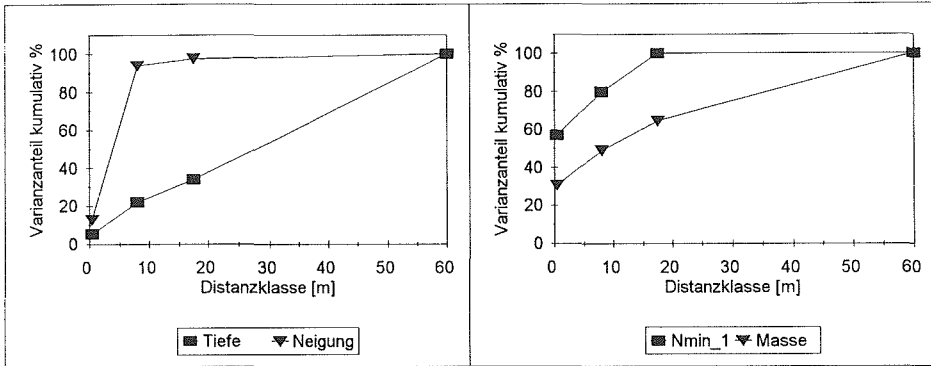


Abb. 2: Anteil Varianz (gemessen als Varianzkomponenten) auf verschiedenen räumlichen Skalen. Die Varianz ist kummulativ dargestellt und gegen die mittlere Distanz des Skalenbereiches aufgetragen.

Die oberirdische Phytomasse variierte auf allen untersuchten Skalen. Bei der Bodentiefe war weniger als 10 % der gesamten Variation auf der kleinsten Skala von 0.2 bis 0.6 Metern zu finden. Mit zunehmender Distanz nahm die Variation der Bodentiefe zu. Etwa 70 % der Variation erklärte die grösste Skala (ca. 60 m). Das gefundene Muster der Bodentiefe beschreibt den Hanggradienten, der durch einen flachgründigen Oberhang und einen tiefgründigen Unterhang gekennzeichnet ist. Im Gegensatz zur grossräumig variierenden Bodentiefe, variierte die Hangneigung vor allem in einem mittleren Skalenbereich von 2 bis 14 Metern. Dies beschreibt ein ausgeprägtes Kleinrelief mit Viehwegen an einem grösserräumig gleichmässig geneigten Hang. Die Stickstoffkonzentration im Frühling variierte auf den kleineren Skalen, auf der kleinsten Skala war noch über 55 % der Variation vorhanden. Stickstoff war demzufolge kleinräumig variabel.

### Kovariation

Die Korrelationen zwischen Bodenmerkmalen und Pflanzenwachstum war auf der grossen Skala in der Regel stärker (Tab. 2). Auf der niedrigsten Skala von 0.2 bis 0.6 Metern konnten keine Beziehungen nachgewiesen werden. Auf der mittleren Skala von 2 bis 14 Metern korrelierte das Pflanzenwachstum vor allem mit der Stickstoffkonzentration im Sommer, der Hangneigung und der Bodentiefe. Auf der Skala von 13-24 Metern korrelierte das Pflanzenwachstum vor allem mit der Bodentiefe. Auch auf der überlagerten Skala ist der Einfluss der Bodentiefe auf das Pflanzenwachstum am deutlichsten.

Tab. 2: Korrelationen zwischen Pflanzenwachstum und Bodenmerkmalen auf verschiedenen räumlichen Skalen.

	Tiefe	Neigung	Feuchte Frühling	Nmin Frühling	Feuchte Sommer	Nmin Sommer
Gesamtkorrelationen (Überlagerung der drei Skalen)						
Phytomasse	0.439***	-0.308***	0.243**	0.015	0.026	0.116
Skala von 13 - 24 Meter						
Phytomasse	0.82†	0.39	0.62	0.28	0.44	-0.59
Skala von 2 - 14 Meter						
Phytomasse	0.63***	-0.68***	0.20	-0.10	0.04	0.72***
Skala von 0.2 - 0.6 Meter						
Phytomasse	0.05	0.05	0.02	0.05	-0.03	0.01

†:  $P < 0.1$ ; \*\*:  $P < 0.01$ ; \*\*\*:  $P < 0.001$

## Diskussion

Wir konnten mit dieser Untersuchung zeigen, dass verschiedene Bodenparameter und das Pflanzenwachstum sich in ihrer räumlichen Struktur unterscheiden. Entsprechend änderten sich die Beziehungen zwischen den Bodenparametern und dem Pflanzenwachstum über die Skalen unterschiedlich.

Wie können die beobachteten Skaleneffekte erklärt werden? Betrachtet man das Problem rein bivariat, so müsste die Kovariation von der Variation abhängig sein. Der Zusammenhang zwischen Bodenmerkmal und Pflanzenwachstum wäre dann bei starker Heterogenität des Bodenmerkmals am deutlichsten. Auf diese Weise wäre der deutliche Zusammenhang zwischen Hangneigung und Pflanzenwachstum auf einer Skala von 2 - 14 Metern zu erklären (Abb. 2, Tab. 2).

In vielen Fällen ist jedoch kein Zusammenhang zwischen Variation und Kovariation feststellbar. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass bivariate Beziehungen durch dritte Größen auf unterschiedlichen Skalen gestört werden. Auf diese Weise muss der skalenbedingte Vorzeichenwechsel zwischen mineralischem Stickstoff im Sommer und der Phytomasse erklärt werden. Die deutliche Variation der Hangneigung auf der Skala von 2 - 14 Metern beeinflusst die beobachteten Beziehungen. Auf der Skala von 13 bis 24 Metern hingegen ist die Variation der Hangneigung und damit die Wirkung als Störvariable gering (Abb 2). Entfernt man den Einfluss der Hangneigung in einer partiellen Korrelation, so verschwindet der deutliche skalenbedingte Vorzeichenwechsel (partieller Korrelationskoeffizient zwischen mineralischem Stickstoff im Sommer und Phytomasse, Skala 2 - 14 Meter:  $r = 0.09$ ; Skala 13 - 24 Meter:  $r = -0.16$ ). Das Beispiel zeigt, wie die räumliche Struktur der Hangneigung Beziehungen zwischen Bodenmerkmalen und Pflanzenwachstum überlagert und so bei einem Skalenwechsel zu veränderten Beziehungen führt.

Werden bei der Korrelation von räumlichen Daten Skaleneffekte nicht berücksichtigt, so widerspiegeln die Ergebnisse Skalenüberlagerungen. Bei deutlichen Skaleneffekten führt dies zu erheblichen Fehlinterpretationen wie die Gesamtkorrelationen in Tabelle 3

zeigen. Wir haben am Beispiel von Boden-Pflanzen-Beziehungen exemplarisch gezeigt, was Skaleneffekte bewirken können und wie durch eine Skalenerlegung eine differenziertere Betrachtung der Zusammenhänge möglich ist. Ähnliche Phänomene sind auch bei anderen Zusammenhängen zwischen räumlich gemessenen Daten zu erwarten.

### **Dank**

Wir danken dem Schweizerischen Nationalfond zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung für die finanzielle Unterstützung im Rahmen des SPPU-Programms, Modul 3 "Biodiversität".

### **Literatur**

- SNEDECOR G.W. & COCHRAN W.G.: Statistical Methods. - Iowa State Univ. Press Ames (8 1993).
- STARK J.M.: Causes of Soil Nutrient Heterogeneity at Different Scales. - In: CALDWELL M.M. & PEARCY R.W.: Exploitation of Environmental Heterogeneity by Plants. - Academic Press San Diego (1994), 255-284.
- STRATTON D. A., 1995: Spatial scale of variation in fitness of *Erigeron annuus*. American Naturalist, 146(4), 608-624
- TILLMAN D.: Resource Competition and Community Structure. - Princeton University Press Princeton, NJ (1982).
- WEBSTER R. & OLIVER M.A.: Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey. - Oxford University Press New York (1990).

# Räumliche Verteilung von Boden- und Pflanzenparametern bei Direktsaat von Sommerhafer

BERNHARD STREIT, PETER STAMP UND WALTER RICHNER

ETH Zürich, Institut für Pflanzenwissenschaften, ETH-Zentrum, CH-8092 Zürich,

## Zusammenfassung

Kenntnis der Bodenheterogenität gewinnt mit zunehmender Ökologisierung der pflanzenbaulichen Anbaumethoden vermehrt an Bedeutung. Aus diesem Grund wurde in Gränichen (Kanton Aargau) die räumliche Verteilung von Boden- und Pflanzenparametern auf einer zwei Hektaren grossen Parzelle untersucht, die bis anhin als Naturwiese genutzt wurde. Zu diesem Zweck wurde nach vorgängigem Abtöten der Grasnarbe Sommerhafer angebaut. An 147 regelmässig über der Fläche verteilten Punkten wurden die Infiltrationsrate und der Kornertrag erhoben. In der Bodenschicht von 0 – 20 cm wurden die scheinbare Dichte, der Phosphorgehalt, der Kaliumgehalt, der Humusgehalt, der pH-Wert, der Stickstoff-Gesamtgehalt und die Wurzelmasse untersucht. Für jeden Parameter wurden Semivariogramme berechnet und die räumliche Verteilung der Parameter mittels Kriging dargestellt. Alle Parameter zeigten eine heterogene Verteilung, die vermutlich mit der bis anhin fehlenden Bodenbearbeitung erklärt werden kann. Für die meisten Parameter waren Gradienten sichtbar.

## Résumé

### Distribution spatiale de quelques paramètres pédologiques et agronomiques au sein d'une parcelle d'avoine de printemps mise en place par semis direct

A Gränichen (canton d'Argovie), la distribution spatiale de quelques paramètres pédologiques et agronomiques a été étudiée au sein d'une parcelle de 2 ha, exploitée depuis de nombreuses années comme prairie naturelle. Dans ce but, de l'avoine de printemps a été semée. Le taux d'infiltration et le rendement en grain de l'avoine ont été déterminés. Dans la couche de sol 0-20 cm, les teneurs en phosphore, potassium, matière organique et azote total ainsi que le pH ont été déterminés et dans la couche 0-20 cm, la densité apparente et la masse racinaire. Tous ces paramètres ont été relevés en 140 points d'échantillonnage répartis régulièrement sur toute la surface. Des semivariogrammes ont été calculés pour tous les paramètres et leur distribution spatiale a été représentée par Kriging. Tous les paramètres montrèrent une distribution très hétérogène, qui peut être partiellement expliquée par l'absence de travail du sol jusqu'alors. Des gradients étaient visibles pour la plupart des paramètres au sein de la parcelle.

## Einleitung

Im Zuge von steigenden Milch- und Fleischleistungen pro Tier und sinkenden Tierbeständen sind im Mittelland in der Vergangenheit Flächen ackerbaulicher Nutzung zugeführt worden, die vorher langjährig bei zum Teil sehr hohem Hofdüngereinsatz als Naturwiesen genutzt wurden. Da sich im Ackerbau bisher Bewirtschaftungsmassnahmen wie Düngung nicht nach allfälliger Bodenheterogenität richteten, stellt sich die Frage nach der

räumlichen Verteilung von Boden- und Pflanzenparametern auf solchen Flächen. Möglichst homogene Felder wären bei wie bis anhin räumlich undifferenzierter Bewirtschaftung eine Voraussetzung für eine effiziente und umweltschonende ackerbauliche Produktion.

## Material und Methoden

- **Standort und Bewirtschaftung:** Die Versuchsparzelle „Wasserwendi“ befindet sich in Gränichen (Koordinaten: 650 900/244 700) auf 420 Meter über Meer. Der Bodentyp ist ein humoser Lehm Boden. Die Parzelle wurde während Jahrzehnten als Naturwiese genutzt. Dabei wurden beträchtliche Mengen von Schweinegülle und Klärschlamm eingesetzt.

Am 3. April 1995 wurden ohne vorgängige Bodenbearbeitung 1.8 kg/a Sommerhafer (Sorte „Ebène“) mit einer Direktsämaschine „Huard“ gesät. Eine Woche vor der Saat war die Grasnarbe mit einem nicht-selektiven Herbizid abgetötet worden. Um die ursprüngliche Bodenheterogenität erhalten zu können, wurden keine Dünger und Pflanzenschutzmittel eingesetzt.

- **Probenahme:** Die Parzelle wurde an 147 Punkten in einem Gitter mit Seitenlängen zwischen 12 und 15 m beprobt.

- **Bodenphysikalische und bodenchemische Parameter:** Die Infiltrationsrate wurde mittels Einfachring–Infiltration gemessen (von Albertini, 1989). Die Erhebung der scheinbaren Dichte, des Phosphorgehaltes, des Kaliumgehaltes, des pH-Wertes, des Humusgehaltes und des Stickstoff-Gesamtgehaltes erfolgte in der Bodenschicht von 0 - 20 cm gemäss den Anleitungen der Eidg. Forschungsanstalten (Anonym, 1995).

- **Pflanzenbauliche Parameter:** Auf einer Fläche von jeweils 1 m<sup>2</sup> wurden Pflanzen gemäht und gedroschen. An den selben Orten wurde die Wurzelmasse in 0 - 20 cm Bodentiefe bestimmt.

- **Geostatistische Auswertung:** Für alle Parameter wurden Semivariogramme berechnet und mittels Kriging die räumliche Verteilung der Untersuchungsparameter dargestellt (Webster and Oliver, 1990). Die Berechnungen wurden mit dem Program *GS+* – *Geostatistics for the Environmental Sciences* (Gamma Design Software, Madison, WI, USA) ausgeführt

## Ergebnisse und Diskussion

Die wichtigsten Kennzahlen der Semivariogramme sind in Tab. 1 zusammengefasst. Mit Ausnahme des pH-Wertes und der Wurzelmasse wiesen alle Parameter eine grosse Reichweite der räumlichen Abhängigkeit auf. Dies weist auf Gradienten innerhalb der Parzelle hin.

Die räumlichen Verteilungen der verschiedenen Parameter (Abb. 1a–h) sind meist heterogen. Diese Heterogenität kann nebst standortbedingter Bodenungleichheit vermutlich mit der bis anhin fehlenden, zu einem gewissen Grad nivellierenden Bodenbearbeitung erklärt werden. Bezüglich der Verteilung der Phosphor-, Kalium- und Stickstoff-Gesamtgehalte ist anzunehmen, dass die auf dieser Parzelle praktizierte Gülleverteilung mittels Druckfass ungenauer ist als die Applikation von Mineräldüngern im Ackerbau.

**Tab. 1:** Kenngrößen der Semivariogramme (a: Reichweite der räumlichen Abhängigkeit; r<sup>2</sup>: Bestimmtheitsmass des Näherungsmodells)

	a (m)	r <sup>2</sup>	Näherungsmodell
Infiltrationsrate	133	0.83	sphärisch
Scheinbare Dichte	159	0.95	sphärisch
Phosphorgehalt	121	0.98	sphärisch
Kaliumgehalt	159	0.96	sphärisch
pH-Wert	13	0.77	exponentiell
Humusgehalt	122	0.96	sphärisch
Stickstoff-Gesamtgehalt	124	0.95	sphärisch
Kornertrag	132	0.48	linear
Wurzelmasse	25	0.77	sphärisch

Interessant ist, dass die Reichweite der räumlichen Abhängigkeit der Pflanzenparameter Kornertrag und Wurzelmasse dermassen ungleich ist. Eine detailliertere Abklärung der räumlichen Verteilung dieser Pflanzenparameter von den untersuchten bodenphysikalischen und bodenchemischen Parametern ist vorgesehen.

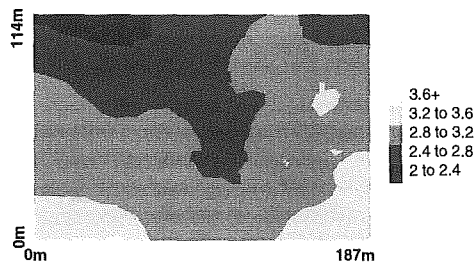
## Schlussfolgerung

Mit Ausnahme des pH-Wertes und der Wurzelmasse zeigten alle untersuchten Boden- und Pflanzenparameter eine deutliche heterogene Verteilung. Bei den meisten Parametern waren Gradienten innerhalb der Parzelle sichtbar. Als Folge dieser Heterogenität kann auf dieser Fläche ein räumlich undifferenzierter Düngereinsatz zu lokaler Überdüngung führen. Mögliche Folgen sind ein geringerer Deckungsbeitrag, Nährstoffanreicherung im Boden und Nährstoffverluste.

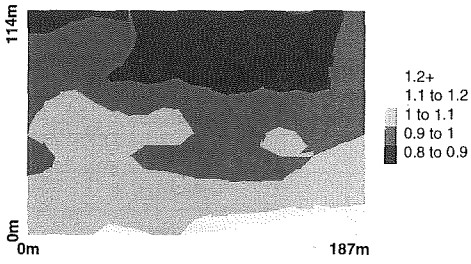
## Literatur

- Anonym 1995. Schweizerische Referenzmethoden der Eidg. Landwirtschaftlichen Forschungsanstalten. Bodenuntersuchungen zur Düngereberatung.
- Von Albertini, N. 1989. Der Zusammenhang zwischen der Nutzungsintensität, der Bodenstruktur und der Infiltrationskapazität verschiedener Böden im Einzugsgebiet des Lauterbaches (Bern). ETH - Semesterarbeit am Institut für Bodenphysik, Zürich (unveröffentlicht).
- Webster, R., and Oliver, M.A. 1990. Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey. Oxford University Press: 316 p.

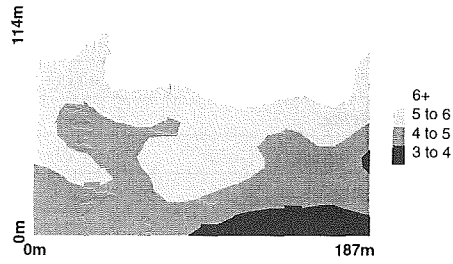
**Abb. 1:** Räumliche Verteilung von bodenphysikalischen, bodenchemischen und pflanzenbaulichen Parametern:



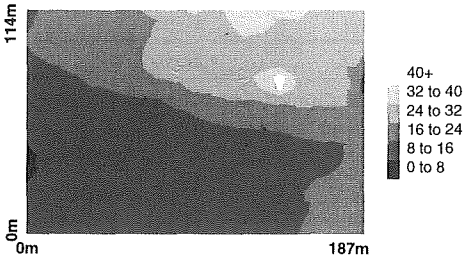
a) Infiltrationsrate ( $-\log[\text{cm s}^{-1}]$ )



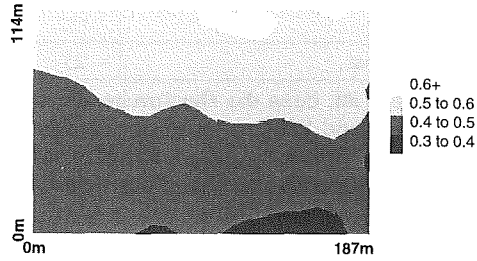
b) Scheinbare Dichte ( $\text{g cm}^{-3}$ )



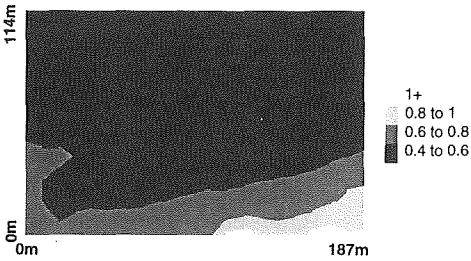
f) Humusgehalt (%)



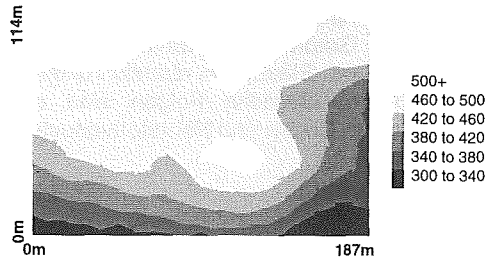
c) Phosphorgehalt (P-Testzahl)



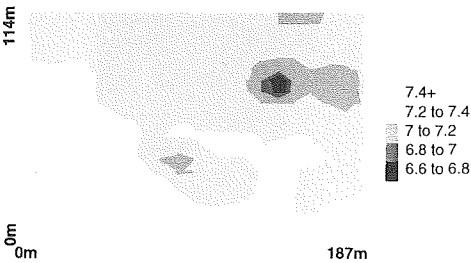
g) Stickstoff-Gesamtgehalt (%)



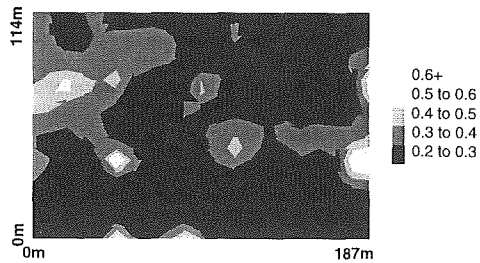
d) Kaliumgehalt (K-Testzahl)



h) Hafer-Kornertrag ( $\text{g TS/m}^2$ )



e) pH-Wert



i) Wurzelmasse ( $\text{mg cm}^{-3}$ )



## KORNGRÖSSENANALYSE IM SCHLUFF- UND TONBEREICH EIN METHODENVERGLEICH

BRUNO KÄGI; PETER FITZE

Geographisches Institut Universität Zürich, Winterthurerstr.190, CH - 8057 Zürich

### Grundlagen

Die in der Schweiz mehrheitlich angewandte Methodik für die Korngrößenanalytik (*Pipett- bzw. Aräometeranalyse*) beruht im Schluff- und Tonbereich auf dem Prinzip der Sedimentationsgeschwindigkeit und somit weitgehend auf dem Stokes'schen Fallgesetz für angenähert kugelförmige Teilchen. Die *Röntgenstrahlmethode* als neueres Verfahren basiert ebenfalls auf diesem Prinzip, während bei der *Laserbeugung* die Partikelgrösse unabhängig von der Sedimentation gemessen wird. Ziel der Untersuchung war eine vergleichende Analyse von drei stark differierenden Bodenproben mit diesen verschiedenen Verfahren.

Bei der **Pipettmethode** wird einer Boden-Wasser-Suspension in bestimmten Zeitabständen ein aliquoter Teil entnommen und der getrocknete Rückstand gravimetrisch bestimmt. Die Dauer der Mess-Sequenz beträgt rund 8 Stunden.

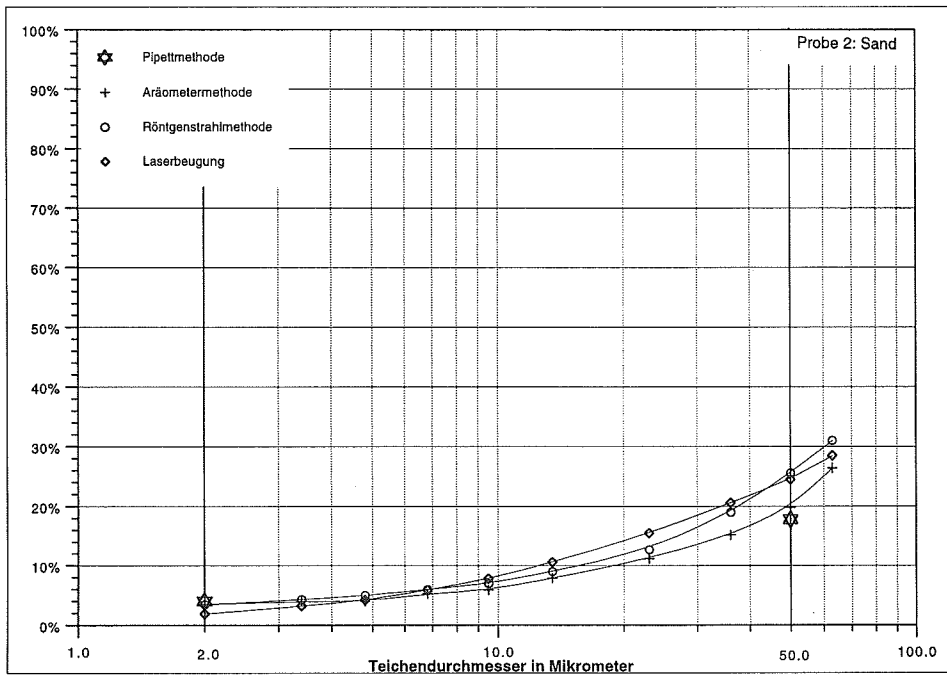
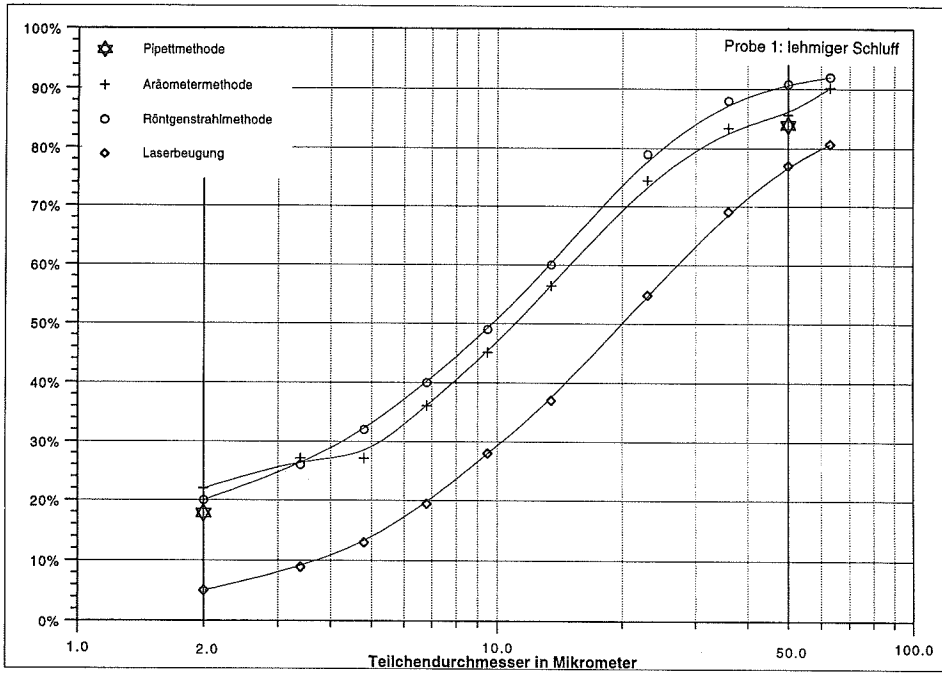
Bei der **Aräometermethode** wird mittels eines präzise geeichten Schwimmkörpers (Aräometer) die Suspensionsdichte in bestimmten Zeitabständen gemessen. Die Mess-Sequenz dauert dabei etwa 24 Stunden.

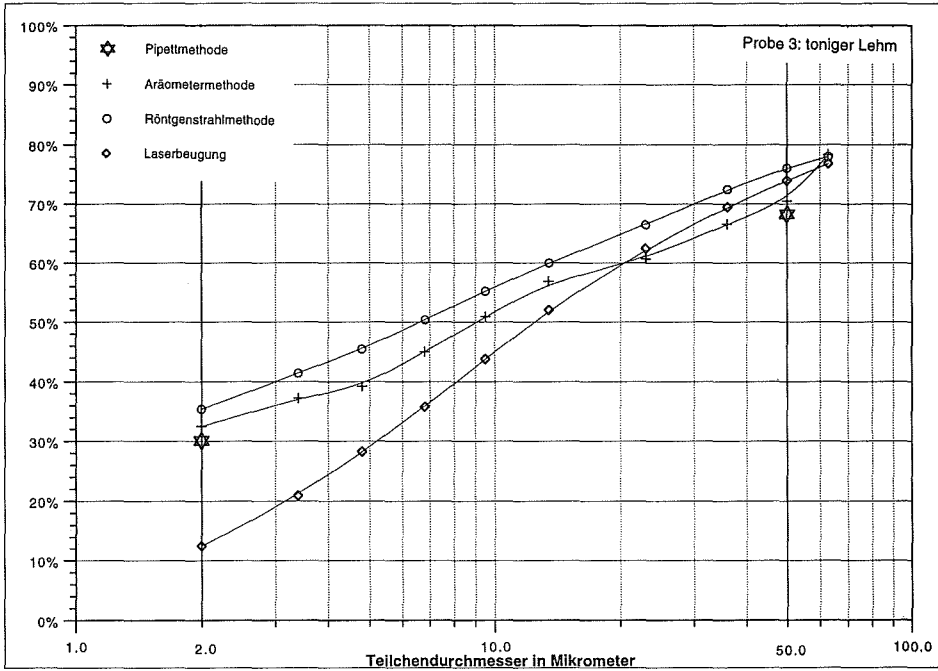
Die **Röntgenstrahlmethode** misst die austretende Intensität eines energiearmen Röntgenstrahles, der durch das Probengefäss mit der Suspension dringt. Dabei wird das Probengefäss während des Sedimentationszyklus' langsam in der Vertikalen verschoben. Aus dem Intensitätsverlauf in Funktion der Zeit kann auf die Kornverteilung geschlossen werden. Die Mess-Sequenz dauert etwa 5 Minuten.

Die **Laserbeugung** ist eine optische Methode, bei der der Beugungseffekt eines Laserstrahles an den Partikeln ausgenutzt wird (wobei der Beugungswinkel umgekehrt proportional zur Grösse der Partikel ist). Aus dem Verlauf der Lichtintensität in den Beugungsbildern kann nach der Fraunhofer'schen Theorie die Partikelverteilung berechnet werden. Bei dieser Methode wird eine Momentanmessung ausgeführt.

Bei den drei untersuchten Bodenproben handelt es sich um einen *lehmigen Schluff* (Probe 1), um einen *Sand* (Probe 2) und einen *tonigen Lehm* (Probe 3).

Als Referenzmethode wurde die Pipettmethode gewählt, da diese drei Proben mit dieser Analysenmethodik von 11 unabhängigen Labors untersucht wurden, wobei die hier verwendeten Werte die Medianwerte der 11 Einzeluntersuchungen darstellen. Zusätzlich sind in Tab. 1 die Maximal- und Minimalwerte der 11 Untersuchungen angegeben. Bei den anderen drei Methoden handelt es sich jeweils um eine Einzelmessung. Wie weiter unten gezeigt wird, ist dabei zu berücksichtigen, dass auch bei den Referenzwerten zum Teil beträchtliche Unterschiede zwischen den einzelnen Labors festzustellen sind, auf deren Ursache und Auswertung hier nicht näher eingegangen wird.





Aus den 11 Referenzproben und den abgebildeten Summenkurven lassen sich die Hauptfraktionen der Feinerde bei den drei Böden gemäss der nachfolgenden Tabelle miteinander vergleichen:

	Probe 1			Probe 2			Probe 3		
	S	U	T	S	U	T	S	U	T
Pipettmethode (Median)	<b>16.2</b>	<b>66.1</b>	<b>17.8</b>	<b>82.2</b>	<b>13.8</b>	<b>4.0</b>	<b>31.8</b>	<b>38.1</b>	<b>30.1</b>
Max. der 11 Werte	21.2	70.4	22.5	83.3	15.6	9.8	33.1	43.4	33.7
Min. der 11 Werte	8.4	59.3	15.9	74.6	12.0	3.0	22.9	35.6	27.4
Aräometermethode	14.3	63.7	22.0	80.2	<u>16.3</u>	3.5	29.5	38.0	33.5
Röntgenstrahlmethode	9.2	<u>70.7</u>	20.0	<u>74.4</u>	<u>22.1</u>	3.5	23.9	40.7	<u>35.4</u>
Laserbeugung	<u>23.0</u>	<u>72.0</u>	<u>5.0</u>	75.5	<u>22.6</u>	<u>1.9</u>	26.0	<u>61.5</u>	<u>12.5</u>

Tab. 1 Prozentanteile der Hauptfraktionen bei den vier Untersuchungsmethoden  
 Unterstrichen sind jene Werte hervorgehoben, die ausserhalb der 11 Referenzwerte liegen

Die **Folgerungen**, die sich aus dieser Untersuchung ergeben sind:

1. Die *Pipettmethode* selbst weist eine beträchtliche Streuung bei den Einzelwerten auf.
2. Die *Aräometermethode* ergibt bei allen drei Proben eine hohe Übereinstimmung mit der Pipettmethode als Referenzmethode. Der grosse Nachteil dieses Verfahrens liegt vor allem im Zeitaufwand (24 Stunden).
3. Die *Röntgenstrahlmethode* weist gegenüber der Pipettmethode etwas grössere Abweichungen auf. Der Sandanteil wird mit dieser Methodik eher unter- und der Schluff- und Tonanteil eher überschätzt. Insgesamt dürfte diese Methode aber noch im Toleranzbereich der Pipettmethode liegen. Der grosse Vorteil dieses Verfahrens liegt bei der sehr kurzen Messdauer von ungefähr 5 Minuten.
4. Die *Laserbeugung* ergibt - verglichen mit der Pipettmethode - vor allem bei tonreichen Böden zum Teil extrem hohe Abweichungen. Es ist allerdings anzunehmen, dass der Tongehalt bei den Sedimentationsverfahren zu hoch eingeschätzt wird, da die Tonminerale dem Fallgesetz für kugelförmige Teilchen schlecht entsprechen.
5. **Aus Vergleichbarkeitsgründen kann die Streulichtmessung der Laserbeugungsmethode nicht im Vergleich mit den drei anderen, auf der Sedimentation beruhenden Verfahren benutzt werden.** Aus diesem Vergleich kann allerdings nicht abgeleitet werden, welches die "wahre" Kornverteilung ist. Zudem muss einmal mehr hervorgehoben werden, dass eine Einzelmessung relativ unzuverlässig ist und eine Überinterpretation im Bereich von etwa 5%, wie es oft bei Tongehaltsunterschieden benachbarter Horizonte der Fall ist, vermieden werden sollte.

*Unser spezieller Dank für die spontane Unterstützung bei dieser Untersuchung richtet sich an Herrn R. Schoofs (Firma Coulter Electronics, Krefeld, BRD) und an die Herren Dr. Mumenthaler und Hartmann (Firma Zürcher Ziegeleien).*

## TRANSPIRATIONSMESSUNGEN VON HOLZIGEN PFLANZEN MIT THERMISCHEN METHODEN: PROBLEME UND NEUE LÖSUNGSANSÄTZE

FRANCO P. WEIBEL, Forschungsinstitut für biologischen Landbau, CH-4104 Oberwil;  
 ABRAHAM J. DE VOS, KLAAS BOERSMA, AB-DLO, NL-Haren  
 JAN GOUDRIAAN, Agric. Univ., NL-Wageningen

### Abstract

Long term and accurate sap flow measurements in intact plant stems are the most direct way to quantify the water use of entire plants in their natural environment. Thus for many physiological, ecological and economical research projects sap flow measurements can provide the necessary data base. Already in the thirties of this century the so called heat pulse method was invented with the basic principle to use heat as a tracer for measuring sap velocity in the xylem. However, to quantify the flow error-susceptible extrapolations have to be carried out. In 1981 Sakuratani's heat-tracer-probe could eliminate this disadvantage for stem diameters < 3–4 cm by quantifying sap flow directly on basis of the stem heat balance equation. 1990 the first commercially available heat balance sap flow meter (Dynagage, by Dynamax, Houston Texas) was developed.

The goal of our project was to test the suitability of the Dynagage probe for field measurements with young apple trees and, if necessary, to improve the method. With the commercial probe we found different sources of measuring errors like insufficient contact to the stem surface, heat damages to the bark, accumulation of condensation water and too slow measuring reaction in moments of rapid flow change. Using a self constructed probe with more flexible materials, a regulation for variable heat input and the inclusion of a term for stored heat we achieved time-correct and accurate results, but also high reliability and plant compatibility in continuous measurements during 3 months of field measurements.

### 1. Einleitung

Die Quantifizierung des Wasserverbrauches von Pflanzen ist in vielen verschiedenen Forschungs- und Anwendungsbereichen von Interesse.

- i) Physiologische Grundlagenkenntnisse:
  - Wassereffizienz
  - Reaktion auf natürliche oder künstliche Einflüsse
  - Rolle von Steuerungsfaktoren wie Licht, CO<sub>2</sub>, Wasser- oder Nährstoffverfügbarkeit
- ii) Der Wasserverlust aus dem Boden durch Transpiration ist eine wichtige Grösse für eine Vielzahl von Modellen mit ökologischen und/oder ökonomischen Zielen aus den Bereichen:
  - Bewässerung
  - Düngung
  - Ertrags- und Qualitätsbildung
  - Boden- und Grundwasserschutz
  - Landschaftshydrologie

Schon in den 30er Jahren hat Huber (1932) die Idee umgesetzt, den Saftstrom in Bäumen mit Wärme als Tracer zu verfolgen. Dieses Messprinzip erweist folgende Vorteile:

- nicht destruktiv, nicht funktionsstörend, umweltfreundlich
- Pflanze kann in ihrer unveränderten Umwelt gemessen werden
- die Transpiration der ganzen Pflanze bzw. grosser Teile wird integral erfasst
- kontinuierliche, auch über Monate dauernde stand-alone Messungen sind möglich

Ab den 70er Jahren wurden diverse neue Methoden- und Geräteverbesserungen mit diesem Messprinzip entwickelt, und etliche Messgeräte werden heute auf dem Markt angeboten. Im Freiland funktioniert die Methode weitgehend als "Black-Box", denn die Resultate sind dort quantitativ nicht überprüfbar. Aus diesem Grund sind Pflanzenart-spezifische und ausführliche Labor-Tests über die Fehleranfälligkeit und die Grenzbe-reiche der Methode besonders wichtig.

Dieser Bericht gibt (i) einen groben Überblick über die existierenden Saftstrom-Messmethoden mit deren Vor- und Nachteilen; (ii) Erfahrungen mit einem kommerziellen Messgerät bei jungen Apfelbäumen; sowie (iii) Erfahrungen mit einem verbesserten, selbst konstruierten Messsystem.

## **2. Existierende Methoden zur Saftstrommessung**

### **2.1. Wärmepulsmethode**

Im saftführenden Xylem des Stammes werden eine Heizquelle und im Abstand von ca. 10 cm oberhalb eine Thermokuppel angebracht. Es wird für einige Sekunden geheizt und die Zeit gemessen, wo der Spannungsunterschied der Thermokuppel maximal ist. Die Division von Zeit durch Abstand und eine Korrektur um den konduktiven Wärmeverlust ergibt die Flussgeschwindigkeit. Mit einer Schätzung des saftführenden Volumens über den ganzen Stammdurchmesser wird der Massenfluss berechnet (Granier 1985).

*Vorteile:*

- fast beliebig grosse Bäume können gemessen werden
- einfache Technik und Gerätebedienung

*Nachteile:*

- die Extrapolation von der Geschwindigkeit auf den Massenfluss ist fehleranfällig
- Inhomogenitäten der Fliessgeschwindigkeiten an verschiedenen Orten im Xylem können Kurzzeitfehler verursachen (Weibel und De Vos 1994)
- Nichtberücksichtigung der Wärmespeicherung kann Messfehler verursachen (Weibel und Boersma 1995)

### **2.2. Diverse neue Techniken**

Noch im experimentellen Stadium befinden sich Methoden mit Kernmagnetresonanz-Technik, Computertomographie und Infrarot-Thermographie. Alle diese Methoden benötigen schwere Gerätschaft, sind noch nicht feldtauglich und werden aus diesen Gründen hier nicht näher besprochen.

### **2.3. Stammwärmebilanzmethode**

#### **2.3.1 Methode Cermak**

Beim Sensor für grössere Bäume, entwickelt von Cermak et al. (1982) werden Heizplatten in einen Sektor der saftführenden Jahrringe getrieben. Dies bedingt wiederum eine fehleranfällige Extrapolation der Messwerte auf den ganzen Stammdurchmesser. Ein weiterer Nachteil ist, dass die im nicht-saftführenden Holz gespeicherte Wärme nicht erfasst wird, was gerade bei grösseren Bäumen zu erheblichen Messfehlern führen kann (Weibel und Boersma 1995).

### 2.3.2 Methode Sakuratani (1981, 1984)

Eine Heizmanschette (Höhe = ca. 1.5 x Stammdurchmesser) wird um den ganzen Stammumfang fixiert. Alle Wärmefraktionen, wo am Stamm und in der Sonde Energieverluste stattfinden, werden quantifiziert. Die Differenz zwischen dem Wärmeinput ( $P_{in}$ ) und den Verlusten durch Konduktion im Stamm ( $Q_{cd}$ ), Speicherung im nicht-saftführenden Holz ( $Q_s$ ) und durch radialen Verlust im Sensor ( $Q_r$ ) entspricht der Energie, die vom aufströmenden Saft aufgenommen wurde ( $Q_f$ ). Durch Division von  $Q_f$  mit der Temperaturdifferenz des Saftes und der Wärmekapazität von Wasser, resultiert der Saftstrom in der Einheit  $g\ s^{-1}$ .

#### Vorteile:

- Integration des ganzen Stengels
- Direkte Messung, keine Schätzung des Saftführenden Volumens nötig
- Simultane Messung verschiedener Energiefractionen schafft Transparenz und Kontrollmöglichkeiten der Messvorgänge

## 3. Resultate

### 3.1 Erfahrungen mit dem Dynagage-Heat-Balance-System

Unsere Messungen im Gewächshaus, wo wir die Saftstrom-Messresultate von 2-6jährigen, in Töpfe gepflanzten Apfelbäumen mit dem gelogten Gewichtsverlust auf einer Waage verglichen hatten, haben für den nach dem Prinzip von Sakuratani aufgebauten Dynagage-Sensor (Steinberg et al. 1990) folgende Probleme gezeigt:

- 1) Der Kontakt zwischen Sensor und den meist ziemlich unregelmässig geformten Apfel-Stämmchen war vielfach ungenügend. Dies führte zu Luftkammern, ungleichmässiger Wärmezufuhr und lokal übermässiger Kondenswasserbildung und entsprechenden Messfehlen.
- 2) Der konstante Wärmeinput führte auch bei mässiger Einstellung zu Hitzeschäden am Stamm und/oder übermässigem Wachstum der Stamm-Lentizellen, was wiederum den Kontakt zwischen Heizelement und Stamm verschlechterte.
- 3) Die bei konstanter Wärmezufuhr hohe Erwärmung des nicht fliessenden Saftes führte beim Beginn des Saftflusses am Morgen zu sehr starken Ungleichgewichten der Wärmedynamik, die nicht ausreichend rasch kompensiert wurden und zu einer zeitlichen Verzögerung der Saftstromberechnung führte. In etwas geringerem Mass war dies auch während des Tages bei starken Änderungen des Stromes feststellbar.
- 3) Die Vernachlässigung der gespeicherten Wärme  $Q_s$  bei der Dynagage-Konstruktion führte vorallem bei grösseren Bäumen, wo das nicht-saftführende Holzvolumen relativ gross ist, zu erheblichen Fehlern, besonders in Situationen mit wenig oder rasch änderndem Saftstrom.

### 3.2 Verbesserungen mit einer Eigenkonstruktion

Aufbauend auf den Erfahrungen mit dem Dynagage-System konstruierten wir einen Sensor mit variablem Wärmeinput modifiziert nach Ishida et al. (1991) (Weibel und de Vos, 1994; Weibel und Boersma, 1995) und mit wesentlich flexibleren Teilen für das Wärmeelement und den Fluxmeter (modifiziert nach Valancogne und Granier 1991). Eichmessungen mit verschiedenen Apfelbäumen von 2–12 cm Stammumfang und verschiedensten Klimabedingungen im Gewächshaus zeigten, dass damit die angestrebten Verbesserungen erreicht werden konnten:

- 1) Der physische Kontakt zwischen Sensor und Stamm ist optimal.
- 2) Die variable, bedarfsgerecht gesteuerte Wärmezufuhr verhinderte das Auftreten von Kondenswasser und Hitzeschäden und erlaubte eine unverzögerte Messreaktion mit Abweichungen vom gravimetrischen Transpirationsverlust von  $< 10\%$  bei 10minütigen und  $< 4\%$  bei 24stündigen Messintervallen (Fig. 1 und 2).
- 3) Der Vergleich der Dynamik der einzelnen Wärmeverlustkomponenten erlaubt aussagekräftige Rückschlüsse auf eventuelle Messstörungen (wichtig bei Freilandmessungen).
- 4) Wesentliche Energieeinsparungen sind möglich, was vorallem bei Batteriebetrieb vorteilhaft ist.

Mit dem verbesserten Messsystem war es möglich, in einer praxisüblichen Apfelanlage während 3 Monaten ohne technische Pannen und Schäden an den Stämmen an 6 Bäumen simultane Saftstrommessungen vorzunehmen (Fig. 2). Aufgrund der so gewonnenen Daten liessen sich erste vielversprechende Ansätze für ein treffsicheres mechanistisches Transpirationsmodell verwirklichen (Goudriaan und Weibel 1992, unveröffentlicht), wobei die wichtigsten Inputgrößen die Blattfläche, die Lufttemperatur 1.5 m.ü.B. und das Wasserdampf-Sättigungsdefizit sind.

Fig. 1: Drei Tagesverläufe der Transpiration eines 2-jährigen, getopften Apfelbaumes im Gewächshaus gemessen mit dem verbesserten Stamm-Wärmebilanz-System sowie mit einer Waage. (a) Originalverlauf, (b) Gegenüberstellung der Einzelmesswerte.

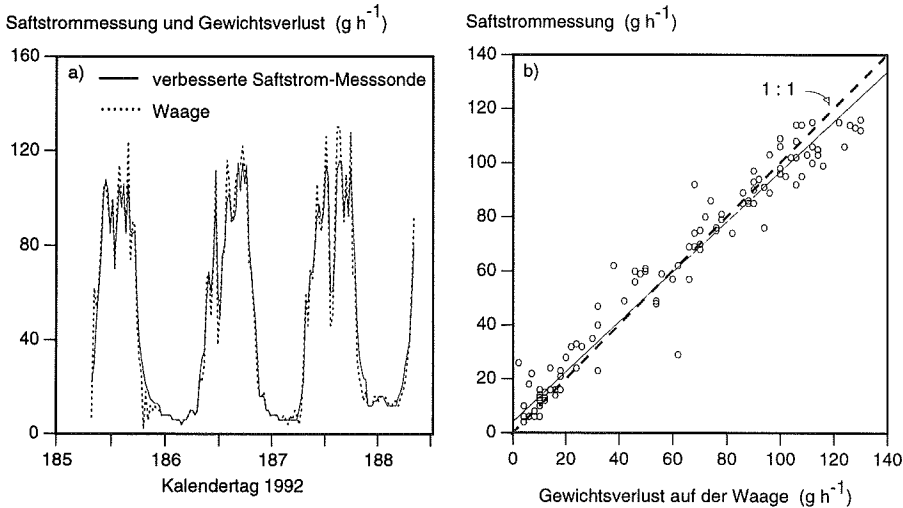
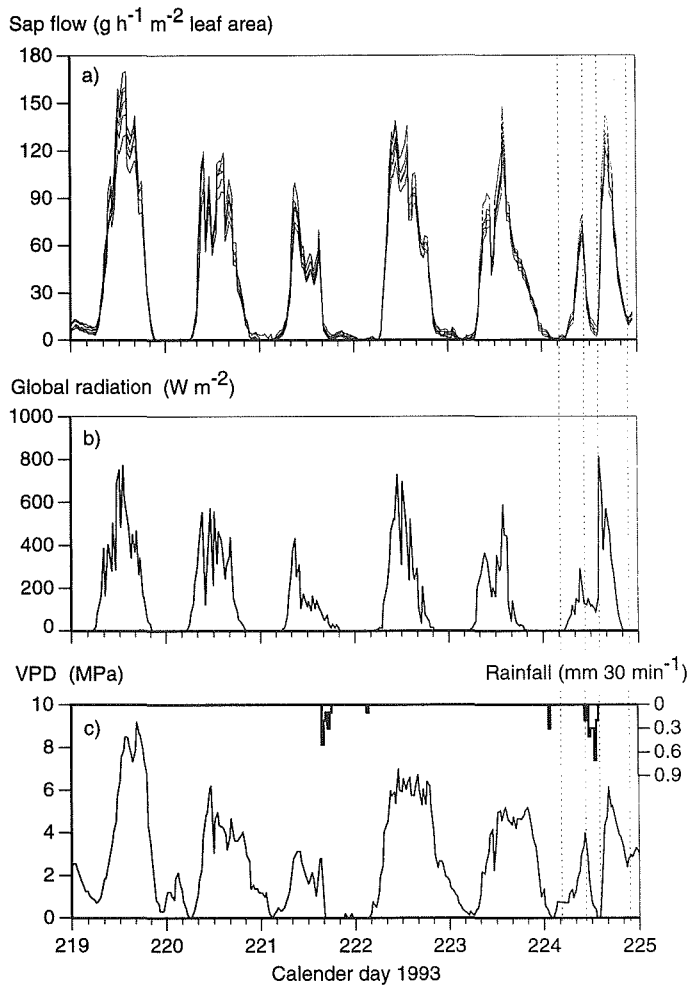




Fig. 2: (a) Saftstrommessungen von sechs 3jährigen Apfelbäumen in einer Obstanlage mit dem verbesserten Messsystem. Umgebungsbedingungen : (b) Globalstrahlung. (c) Wassersättigungsdefizit und Niederschläge



#### 4. Schlussfolgerungen

Die durchgeführten Anpassungen im Bereich Materialwahl, Sensor konstruktion und Wärmesteuerung konnten für Apfelbäume die Pflanzenverträglichkeit und Messgenauigkeit des Sensors gegenüber dem Dynagage-System erheblich verbessern.

Die Stammwärmebilanzmethode ist für Wissenschaftler/innen, die die Transpiration von holzigen Pflanzen experimentell erfassen wollen, eine empfehlenswerte Methode, da sie mit den erwähnten Anpassungen alle wissenschaftlichen Anforderungen bezüglich Genauigkeit, Verlässlichkeit und Transparenz erfüllt.

## 5. Dank

Unser Dank gilt dem schweizerischen Nationalfonds für die Projektunterstützung im Rahmen eines Post-Docs an der Versuchsstation für Obstbau (PFW) in Wilhelminadorp, Holland; Prof. Josef Nösberger vom Institut für Pflanzenwissenschaften der ETH Zürich für die Hilfe bei der Projektvorbereitung; Prof. Peter Raats vom Institut für Bodenphysik des AB-DLO in Haren, Holland, für die ausgezeichnete Unterstützung in theoretisch-methodischen Fragen und für die Zurverfügungstellung von Infrastruktur; sowie den Kollegen am PFW für eine in jeder Beziehung wertvolle Projektunterstützung.

## 6. Literatur

- Cermak J, Ulehla J, Kucera J, Penka M 1982. Sap flow rate and transpiration dynamics in the full-grown oak (*Quercus robur* L.) in floodplain forest exposed to seasonal floods as related to potential evapotranspiration and tree dimensions. *Biol.Plant.* 24, 446-460
- Granier A 1985. Une nouvelle méthode pour la mesure du flux de sève brute dans le tronc des arbres. *Ann. Sci. Forestières* 42, 193–200
- Huber B 1932. Beobachtung und Messung pflanzlicher Saftströme. *Ber. Deut. Bot. Ges.* 50, 89-109
- Ishida T, Campbell G S and Calissendorff C 1991. Improved heat balance method for determining sap flow rate. *Agric. Forest Meteorol.* 56, 35-48
- Sakuratani T 1981. A heat balance method for measuring water flux in the stem of intact plants. *J. Agric. Meteorol.* 37: 9-17
- Sakuratani T 1984. Improvement of the probe for measuring water flow rate in intact plants with the stem heat balance method. *J. Agric. Meteorol.* 40: 273-277.
- Steinberg S L, van Bavel C H M, McFarland M J 1990. Improved sap flow gauge for woody and herbaceous plants. *Agron. J.* 82: 851-854
- Valancogne C, Granier A 1991. Intérêt des Méthodes Thermiques de Mésure du Flux de Sève pour L'étude du Bilan Hydrique des Savanes. *Soil Water Balance in the Sudano-Sahelian Zone (Proceedings of the Niamey Workshop, 18-22 February 1991)*. IAHS Publ. No. 199, pp. 387-399.
- Weibel, F.P. and Vos, J.A. de, 1994. Transpiration measurements on apple trees with an improved stem heat balance method. Submitted to *Plant and Soil*, October 1993
- Weibel F P, De Vos J A 1994. Transpiration measurements on apple trees with an improved stem heat balance method. *Plant Soil* 166, 203-219
- Weibel F P, Boersma K 1995. An improved stem heat balance method using analog heat control. *Agric. Forest Meteorol.* 75, 191–208



