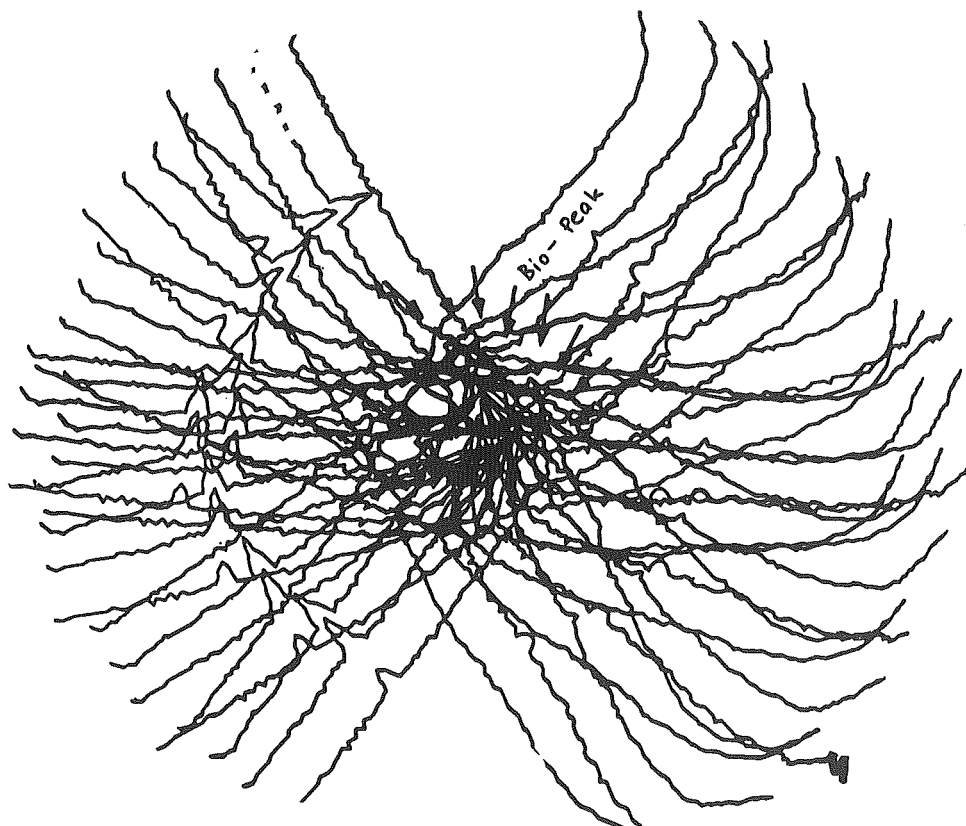
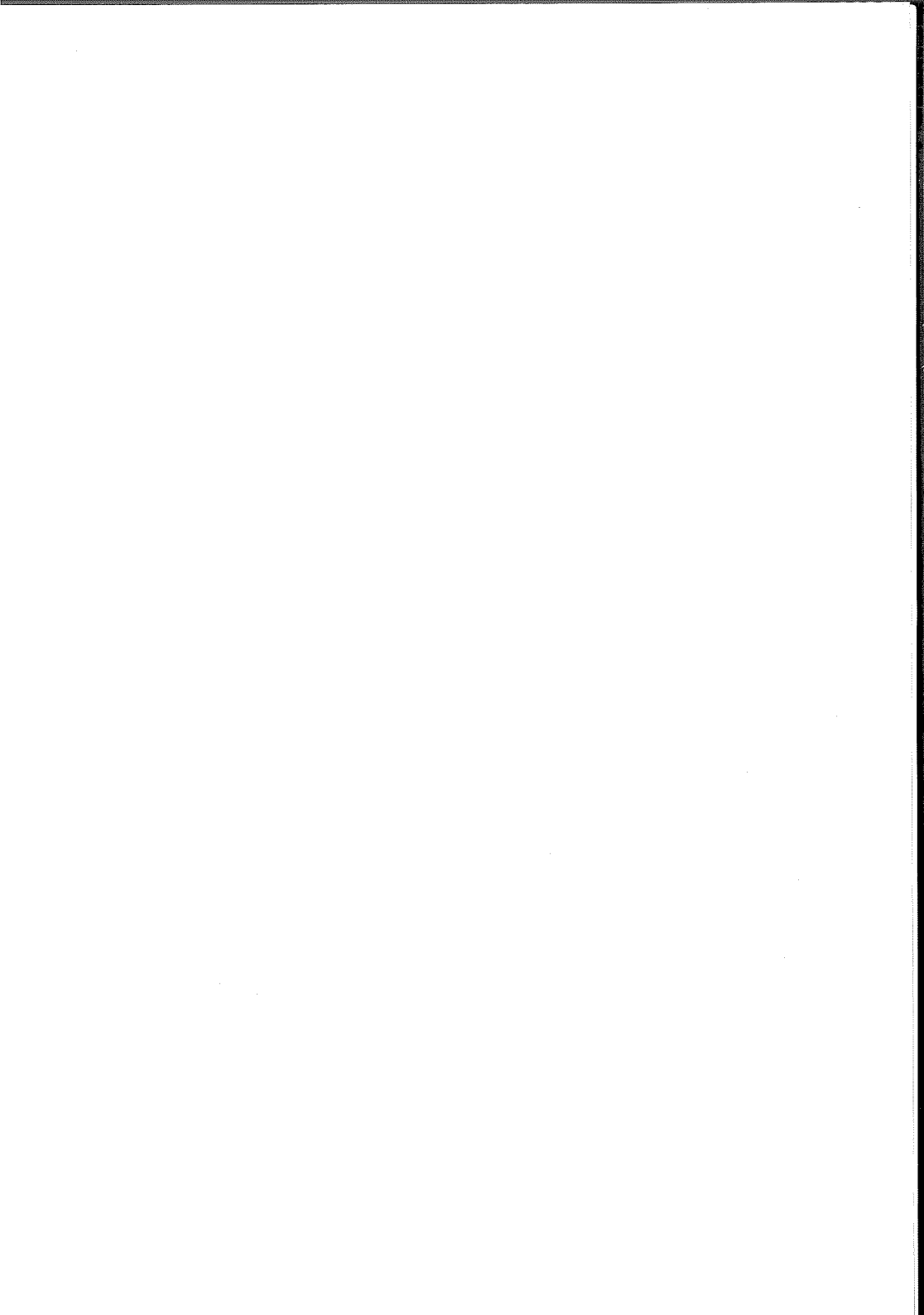


AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ III

Symposium der BGS
anlässlich der Jahresversammlung
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
vom 6. September 1995 in St. Gallen





**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE**

DOKUMENT 7

AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ III

**Symposium der BGS
anlässlich der 175. Jahresversammlung
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
vom 6. September 1995 in St. Gallen**

ISBN 3 260 05388 3

**Juris Druck und Verlag
Dietikon 1995**

DOKUMENTE

1 Kiesabbau und Landwirtschaft (1984)	ISBN 3 260 05048 5
2 Beurteilung und Schutz der Böden (1985)	ISBN 3 260 05096 5
3 Bodenschädigung durch den Menschen (1986)	ISBN 3 260 05146 5
4 Lysimeterdaten von schweizerischen Messstationen (1989)	ISBN 3 260 05232 1
5 Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz (1994)	ISBN 3 260 05365 4
6 Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz II (1995)	ISBN 3 260 05379 4
7 Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz III (1995)	ISBN 3 260 05388 3

Une version en langue française des documents 1 et 2 est à disposition.

Alle Hefte sind zu beziehen bei:

Dokumentationsstelle BGS
Landwirtschaftliche Lehrmittelzentrale
Länggasse 79
3052 Zollikofen

Service des documents SSP
Centrale des moyens d'enseignement agricole
Länggasse 79
3052 Zollikofen

Tel. 031 / 911 06 68

Titelbild: M. Müller, SIL Zollikofen

ISBN 3 260 05388 3

Copyright: 1995 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ III

Kurzfassungen der Referate und Poster des BGS-Symposiums anlässlich der Jahresversammlung der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften vom 6. September 1995 in St. Gallen

- | | | |
|---|--|----|
| K. HUBER | | |
| Bodenentwicklung im alpinen Raum | | 5 |
| N. VON ALBERTINI, J. LEUENBERGER, H.P. LÄSER und H. FLÜHLER | | |
| Regeneration der Bodenstruktur eines verdichteten Ackerbodens unter Kunstwiese | | 10 |
| W. ROHR, P. SCHULER und P. VOLKART | | |
| Schutz des Bodens vor Schadverdichtungen: Konzept und Untersuchungen beim Autobahnbau N5 Kanton Solothurn | | 17 |
| B. MAURER, D. SCHAUB und R.U. GOETZ | | |
| Simulation des langjährigen Rückganges der Bodenfruchtbarkeit durch Bodenerosion | | 25 |
| A. MDAGHRI ALAOUI | | |
| Hydrologic Response of Undisturbed Soil Column to Various Intensities of Simulated Rainfall | | 31 |
| P. FITZE, A. BURRI und M. EGLI | | |
| Die Versauerung von Waldböden bei Möhlin (AG):
Rekonstruktion mit Hilfe von archiviertem Bodenmaterial | | 37 |

BODENENTWICKLUNG IM ALPINEN RAUM

Karin Huber, IATE/P- Pédologie, 1015-Lausanne

1. Einleitung

Podsole sind charakterisiert durch einen Illuvial- und Akkumulationshorizont. Ziel ist es durch vergleichende Untersuchungen in Böden, die noch keine morphologische Stratifizierung zeigen oder nur eine beginnende Podsolierung aufweisen, die Prozesse nachzuvollziehen, die zur natürlichen Elementverteilung führen. Als Beispiel werden Ergebnisse der Untersuchungen über die Biotitverwitterung und der Manganverteilung in einem Ranker (SIX), einer schwach entwickelten Braunerde (ATA) sowie einer podsoligen Braunerde (PIERRIER) dargestellt. Die Böden befinden sich im Val d'Arpette (Wallis) auf Moränen unterschiedlichen Alters in der alpinen und subalpinen Höhenstufe. Das Ausgangsgestein bildet der Mont Blanc Granit (MARRO 1986). Nach RICHARD 1975 können folgende ökologische Gruppierungen auf den verschiedenen Moränen unterschieden werden: Moränengeröll, Grasinseln auf Geröll und Heidelandschaften bestehend aus *Vaccinium uliginosum*, *rhododendron* et *rhododendrocymbretum*.

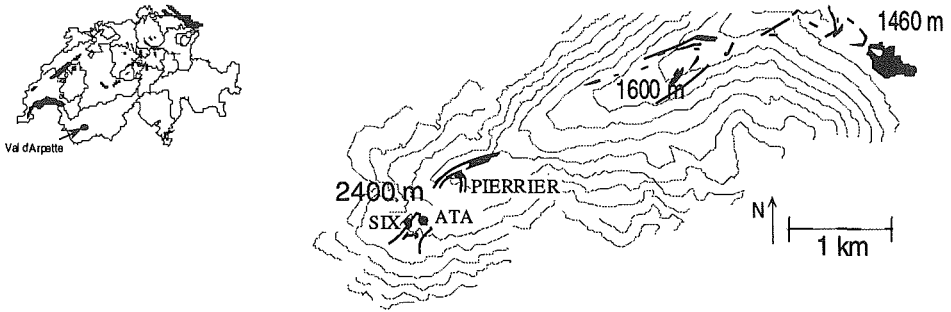


Fig.1: Lage und Topographie des Val d'Arpette

2. Methoden

Biotite wurden aus den Oberböden der 3 Profile isoliert. Dazu wurden die Bodenproben gesiebt und mit H_2O_2 behandelt, um das organische Material zu zerstören. Anschliessend wurden die Biotite magnetisch von den übrigen Mineralen getrennt. Die Röntgendiagramme sowie mikroskopische Beobachtungen haben gezeigt, dass eine geringe Menge an Chlorit mit separiert wurde. Bodendünnschliffe wurden erstellt, nachdem in den Bodenproben ein Austausch mit Aceton durchgeführt wurde und sie in Polyester eingeschlossen waren (DELAYE R. 1984). In jedem der Dünnschliffe wurden 40-50 Biotite auf ihre chemische Zusammensetzung hin mit der μ -Sonde analysiert. Selektive Extraktionen wurden mit Oxalat (TAMM 1922) und Dithionit-Citrat (MEHRA et al 1960) durchgeführt. Um die Mangangehalte in der Feinerde zu bestimmen wurden die Bodenproben nass mit Königswasser aufgeschlossen. Für die chemischen Analysen wurde ein ICP verwendet. Statistische Auswertungen wurden mit dem Programm JMP durchgeführt.

3. Ergebnisse und Interpretation

Die Röntgendiagramme der Biotite, die aus den Oberflächenhorizonten isoliert wurden, zeigen, dass der Peak von Biotit ($2\theta=8.9$) mit zunehmender Entwicklungsstufe der Böden mehr und mehr aufgeweitet ist und in Pierrier fast nicht mehr als Peak identifizierbar ist (Fig.2). Zum Vergleich sind die Röntgendiagramme von Biotiten aufgezeigt, welche direkt aus dem Mont Blanc Granit isoliert wurden. Die Aufweitung der Peaks wird durch eine immer schlechtere Struktur hervorgerufen, was mit einer zunehmenden Verwitterung interpretiert werden kann. Zur Isolierung der Biotite aus den Oberflächenhorizonten der einzelnen Profilen musste H_2O_2 in unterschiedlichem Masse verwendet werden, was eventuel die Struktur beeinträchtigen könnte. Diesbezügliche Untersuchungen werden noch durchgeführt.

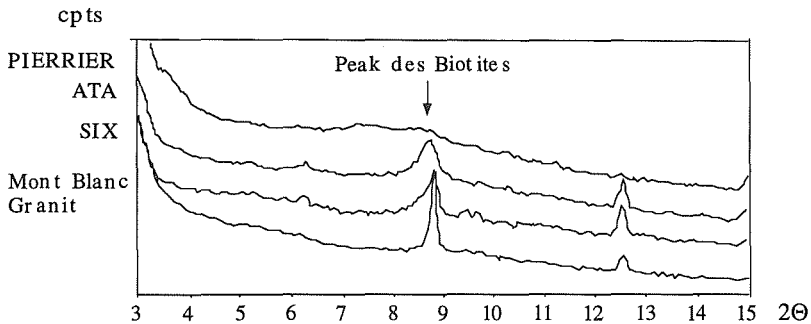


Fig.2: Röntgendiagramme der isolierten Biotite

Parallel mit der zunehmenden Verwitterung der Biotite konnte mit der μ -Sonde in den Dünnschliffen der drei Oberflächenhorizonte eine Abnahme in der Mangankonzentration festgestellt werden (Fig.3). Der Mittelwert der Mangankonzentrationen in den Biotiten von Pierrier ist signifikant geringer als der von SIX und ATA mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5%. Der Mittelwert von ATA ist ebenfalls geringer als derjenige von SIX, jedoch nicht signifikant. Nach BUSSY (1990), der Biotite mit der μ -Sonde in Graniten analysiert hat, beträgt der Mangananteil in den Biotiten zwischen 0.49% und 0.61%, je nach der petrographischen Erscheinungsform der Biotite. In den Biotiten der Böden konnte kein Zusammenhang gefunden werden zwischen ihren verschiedenen Erscheinungsformen und dem Mangananteil.

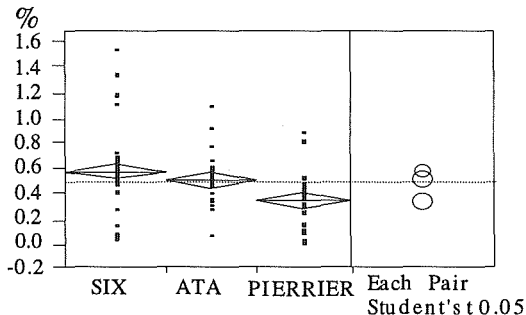


Fig.3: Durchschnittliche Mangankonzentration in den Biotiten der A-Horizonte (MnO %)

Im Ranker und in der podsoligen Braunerde zeigen die selektiven Extraktionen der Oxide das Maximum von Mangan im Horizont A (Fig.4). Dabei weist das Profil ATA höhere Werte auf als SIX, was mit einer stärkeren Freisetzung durch Verwitterungsvorgänge erklärt werden kann. Im Profil Pierrier ist im Horizont A die Konzentration von Mn sehr gering. Die gleichzeitig erhöhten Konzentrationen im Unterboden (Bphs und C) weisen auf stattgefundenen Verlagerungsprozesse. Dabei ist die Mn-Konzentration im Horizont C höher als im Bphs, in welchem die Maxima von Fe und Al liegen. Dies ist auf die unterschiedliche Redoxempfindlichkeit von Mangan zurückzuführen (KEILEN 1978).

Es wurde überprüft, ob die Mangangehalte der Feinerde das Verhaltensmuster der Manganverluste in den Biotiten und den Mangankonzentrationen in den selektiven Extraktionen widerspiegeln. SIX weist im ganzen Profil die selben Gehalte auf, während Pierrier eine deutliche Abnahme von Mangan im Oberboden und eine Zunahme im Unterboden (Bphs und C) aufweist (Fig.4). Diese Verhaltensmuster stimmen überein mit den Ergebnissen der selektiven Extraktionen. Die schwach entwickelte Braunerde weist eine vergleichbare Manganverteilung innerhalb des Profils auf wie Pierrier, die selektiven Extraktionen zeigen jedoch keine Verlagerung. Diese Manganverteilung könnte die Folge sein von: der Teilnahme von Mangan am Biozyklus (BLUME et al 1969), Inhomogenitäten im Ausgangsgestein sowie Verlagerungen von Mangan in Verbindungen, die nicht mit den selektiven Extraktionen erfasst werden können.

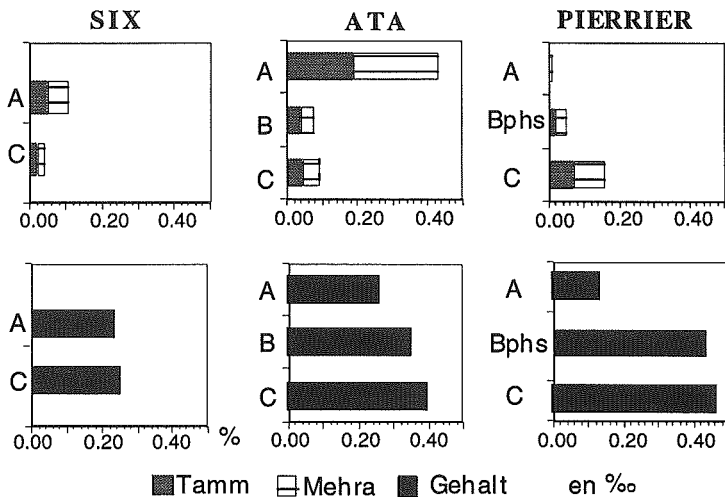


Fig.4: Mangan in des selektiven Extraktionen der Oxide und Gehalt in der Feinerde

4. Diskussion und Ausblick

Einerseits ist die Verwitterungsstabilität von Biotiten gering, so dass Veränderungen in jungen Böden nachvollzogen werden können, andererseits ist Mangan in den Graniten vorwiegend an Biotit und Chlorit gebunden. Dies ermöglicht Verbindungen aufzuzeigen zwischen der Biotitverwitterung, den Manganverlusten in den Biotiten und der Manganerhöhung in den selektiven Extraktionen. Diese Wechselwirkungen sind relativ eindeutig für den Ranker und die podsolige Braunerde. Jedoch in der schwach

entwickelten Braunerde treten Widersprüche in den Interpretationen der verschiedenen Ergebnisse auf. Analysen über die Biotitverwitterung und deren Manganerhalt im Unterboden sollen weitere Informationen liefern. Zusätzlich sind Untersuchungen im Gänge, zu überprüfen in welcher Form das Mangan im Sickerwasser verlagert wird. Dazu wird das Perkolationswasser mit Lysimeter aufgefangen. Die sich darin befindenden Partikel werden mit dem Elektronenmikroskop untersucht und ihre chemische Zusammensetzung analysiert (EDS).

5. Resume:

Des sols jeunes ayant les stades d'évolution d'un ranker, d'un sol brun peu évolué et d'un sol brun podzolique sont étudiés. Dans les horizons de surface, on montre les interactions qui existe entre le degré d'altération des biotites, leur pertes en manganèse, les concentrations de Mn dans les extractions sélectives des oxides et le teneur en Mn dans la terre fine. Les résultats sont nets concernant le ranker et le sol brun podzolique. Dans le sol brun peu évolué les interpretations des différents résultats divergent. Pour avoir plus des informations, on analyse des biotites dans les horizons de profondeurs . Parallelement on est en train d'étudier des particules circulant dans les solutions de sol afin de voir si on peut détecter le manganèse dans des liaisons non extractibles avec les extractions sélectives..

Die Untersuchungen sind Bestand des Nationalfondsprojektes 20-36424.92.
Die geologischen Analysen werden im Geologischen Institut der Universität von Lausanne und im Institut National de Recherches agronomiques in Versailles durchgeführt.

- BLUME H.P. et SCHWERTMANN U.** 1969: Genetic Evaluation of Profile Distribution of Aluminium, Iron and Magnese Oxides, Soil Sci. Soc. Amer.Proc. Vol. 33
- BUSSY F.** 1990: Pétrogenèse des enclaves microgrenues associées aux granitoïdes calcoalcalins: exemple des massifs varisque du Mont-Blanc (Alpes-occidentales) et miocène du Monte Capanne (Ile d'Elbe, Italie)
- DELAYE R.** 1984: Notes techniques sur la préparation des lames minces dans les matériaux meubles , Bull. Inst. Géol. Bassin d'Aquitaine, Bordeaux 35 , 153 - 158
- KEILEN K.** 1978: Spurenelementverteilung und Bodenentwicklung im Bärhaldegranit (Südschwarzwald), Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen Heft 8
- MARRO C.** 1986: Les granitoïdes du Mont Blanc en Suisse, Institut de minéralogie et Pétrographie de l'université de Fribourg , Thèse , No 909 , 121 p
- MEHRA, O.P. et JACKSON M.L.** 1960: Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite citrate system buffered with sodium bicarbonate. Clays ans clay minerals 7, 317-327.
- RICHARD L.** 1976: Carte ecologique des Alpes im Massstab 1:50000, documents de cartographie ecologique, tome XVI,
- TAMM O.** 1922: Eine Methode zu Bestimmung der anorganischen Komponenten des Gelkomplexes im Boden, Medd for Statens Skogsförsökans Falt

REGENERATION DER BODENSTRUKTUR EINES VERDICHTETEN ACKER- BODENS UNTER KUNSTWIESE (Kurzfassung)

N. VON ALBERTINI, J. LEUENBERGER, H. P. LÄSER UND H. FLÜHLER

Bodenphysik, Institut für terrestrische Oekologie, ETHZ, Grabenstr. 3, 8952 Schlieren

EINLEITUNG

Intensive Fruchtfolgeflächen weisen häufig eine verdichtete Bodenstruktur in der Pflugsohlenregion auf. Folgeerscheinungen sind, vor allem in für Strukturschäden anfälligen Böden, ein gestörter Wasser- und Lufthaushalt, verschlechterte Wachstumsbedingungen und ganz allgemein eine reduzierte natürliche Bodenfruchtbarkeit.

Der Einbau der Kunstwiese in eine Ackerfruchtfolge zur Erholung des Bodens wird empfohlen, obwohl deren zeitliche Wirkung auf die Bodenstruktur kaum bekannt ist.

Auf einer intensiv genutzten Ackerfruchtfläche einer pseudovergleyten Braunerde, wurde die Wirkung der Kunstwiese auf den Regenerationsprozess im Laufe der Zeit (4 Jahre) untersucht. Mittels einer Sprinkleranlage wurde jeweils im Frühjahr und im Herbst ein Farbstoff in den Boden infiltriert und die dadurch entstandenen Infiltrationsbilder vertikaler und horizontaler Bodenprofile analysiert.

MATERIAL UND METHODEN

Boden: toniger Lehm einer pseudovergleyten Braunerde
alluviale Herkunft, Schotter unterhalb 1 m Tiefe.

Drei Teilparzellen: seit ca. 20 Jahren intensiv ackerbaulich genutzt
Parzelle 1: Acker
Parzelle 2: seit 1990 genutzte Kunstwiese
Parzelle 3: seit 1993 genutzte Kunstwiese

Farbtracerinfiltration: auf Acker- und Kunstwiesenparzellen im 1.-4. Jahr
jeweils im Mai/Juni und Oktober;
Beregnung mit 40 mm Wasser versetzt mit 4 mgL⁻¹ Brilliant Blue
(Ghodrati et al. ,1990; Flury et al. ,1994), Intensität 5 mmh⁻¹;
vertikale (1x1m) und horizontale (0.5x0.5m) Profilaufnahmen
der Farbtracerverteilung;
Digitalisierung der Fließmuster mit Computerscanning;
Struktur- und Porenkartierungen

<i>Wasserhaushalt:</i> ¹	Kontinuierliche Messung der Wasserhaushaltsdynamik (TDR-Sonden und Tensiometer)
<i>Regenwurmaufnahmen</i>	auf den Parzellen Acker, Kunstwiese 2. Jahr und Kunstwiese 4. Jahr

RESULTATE UND DISKUSSION

Fliessmuster

Die Fliessmuster der vertikalen Bodenprofile variieren im Laufe der Zeit deutlich und erlauben klare Rückschlüsse auf Strukturveränderungen und auf eine langsame Strukturregeneration (Abb. 1 und 2).

Der präferentielle Fluss in den Makroporen prägt die Infiltration (*Beven und Germann, 1982; Bouma, 1991*). Er ist nur dann ausgeprägt, wenn Grobporen kontinuierlich sind und bis in die Tiefe reichen. Die Pflugsohle ist für den kontinuierlichen Fluss eine Barriere. Auch die durch den Einsatz schwerer Maschinen bei nassen Bodenbedingungen bedingte Oberbodenverdichtung hemmt Infiltration und Drainage (Abb. 3).

Fliessmuster und Wasserhaushalt

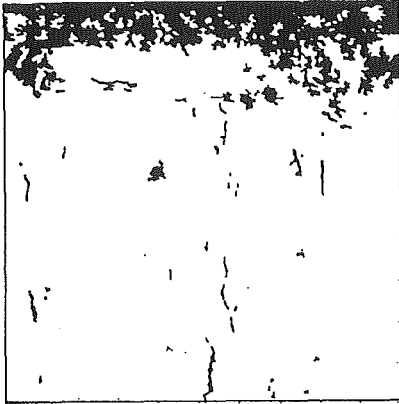
Der unterschiedliche Verlauf der Wassergehalts- und Saugspannungskurven während der Sommermonate Juli/August der beiden Jahre 1993 und 1994 verändert die Fliessmuster. Diese zeigen den Einfluss des Wasserhaushaltes auf die Strukturveränderungen, vor allem die Rissbildung, unter trockenen Bodenverhältnissen. Die Rissbildung öffnet die Pflugsohle und ermöglicht den Anschluss an die, unterhalb der Pflugsohle bereits bestehenden und in die Tiefe führenden Makroporen, in unserem Fall unbelebte Regenwurmröhren. Die Sickerung in den Unterboden (Tiefeninfiltration) wird damit ermöglicht.

Fliessmuster und Regenwurmkaktivität

Die gesamte Tiefeninfiltration auf unseren Versuchsflächen findet in Regenwurmröhren statt (Abb. 1 und 2). Auf der Ackerparzelle, sowie noch im zweiten Jahr der Kunstwiesennutzung ist die Regenwurmpopulation spärlich und somit auch deren Beitrag zum Aufbau eines kontinuierlichen Makroporensystems. Die Regenwurmgänge wurden durch den wiederholten Einsatz des Pfluges im Oberboden zerstört und im Bereich der Pflugsohle verstopft. Einzig durch Quellen und Schrumpfen hervorgerufene Risse können anfangs einen Durchbruch im Oberboden und somit Anschluss an die unterhalb der Pflugsohle (seit 20 Jahren) noch intakten Wurmröhren gewährleisten. Dieser Prozess ist abhängig von trockenen Sommermonaten. Erst mit der Zeit, hier Ende dritten Jahres der

¹

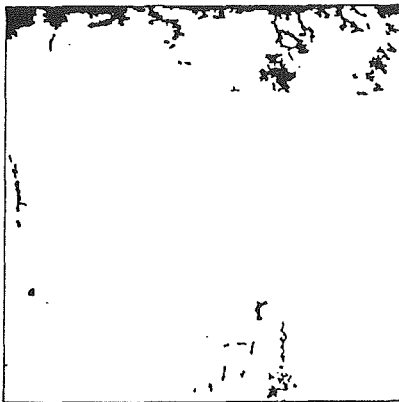
Innerhalb des Projektes "Strukturerholung verdichteter Böden" wird die Wasserhaushaltsdynamik von den genannten Autoren, Dr. E. Diserens (FAT, Tänikon) und Dr. P. Weisskopf (FAP, Reckenholz) gemeinsam untersucht.



A: ACKER (Frühling)

mechanisch gelockerter Pflughorizont;
praktisch undurchlässige Pflugsohle;

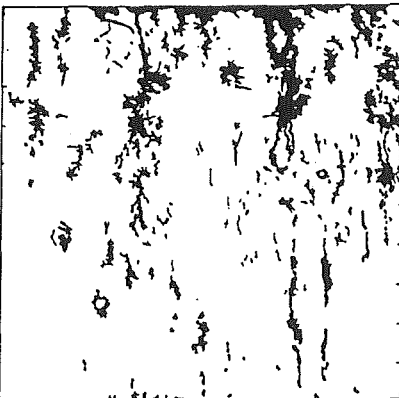
minimale Tiefensickerung
einzig in schon bestehenden, durch den
Pflugeinsatz vom Oberboden abgetrennten,
unbelebten Regenwurmröhren.



B: KUNSTWIESE 1 - jährig
(Frühl. nach nassem Sommer)

Oberboden mechanisch verdichtet (Einsatz
schwerer Grasnutzungsmaschinen bei nassen
Bodenbedingungen, 5 Schnitte);
praktisch undurchlässige Pflugsohle;

Tiefensickerung einzig in bestehenden,
unbelebten Regenwurmröhren.

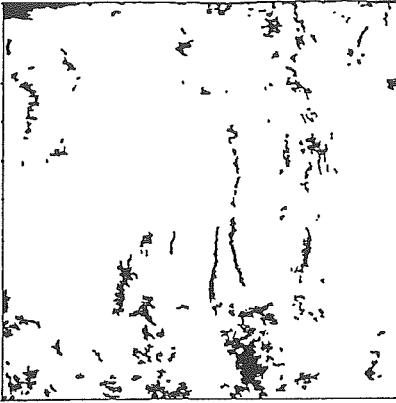


C: KUNSTWIESE 1¹/₂ - jährig
(Herbst nach trockenem Sommer)

Oberboden kompakt
Schwundrisse bis ca. 30 cm Tiefe;

damit Anschluss an bestehende,
unbelebte Regenwurmröhren

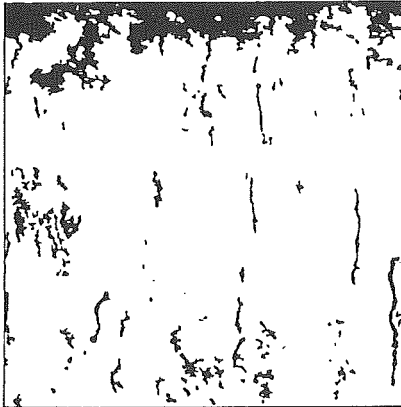
Abb. 1: Vertikale Fließbilder (1m x 1m) nach der Infiltration von 40 mm gefärbtem Wasser in die Versuchspartzele Acker (A) und in die 1. Teilpartzele der Kunstwiese in den verschiedenen Entwicklungsstadien 1 Jahr (B) und 1¹/₂ Jahre (C) nach Ansaat.



D: KUNSTWIESE 3 - jährig
(Herbst, ohne Wirkung trockener Sommer)

Oberboden sehr verdichtet, minimal durchwurzelt (Einsatz schwerer Grasnutzungsmaschinen bei häufig nassen Bodenbedingungen, 6 Schnitte).

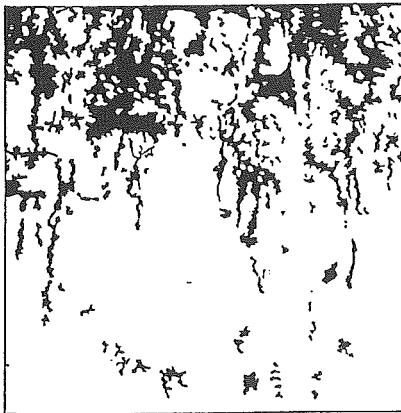
Erste von Bodenoberfläche bis in die Tiefe neu aufgebaute kontinuierliche Grobporen aktiver Regenwürmer (Pflugsohlendurchbrüche).



E: KUNSTWIESE 3¹/₂ - jährig
(Frühling)

Leichte Strukturregeneration im Oberboden bis ca. 10 cm Tiefe; fein polyedrisch aggregiert und besser durchwurzelt.

Mehrere neu aufgebaute kontinuierliche Grobporen aktiver Regenwürmer.



F: KUNSTWIESE 4 - jährig
(Herbst nach trockenem Sommer)

Regeneration im Oberboden fortgeschritten; Pflugsohle stark durchbrochen; Schwundrisse, krümelig aggregierte Regionen und regelmässiger Durchwurzelung bis ca. 35 cm Tiefe:

Vermeehrt kontinuierliche Grobporen aktiver Regenwürmer.

Abb. 2: Vertikale Fließmuster (1m x 1m) nach der Infiltration von 40 mm gefärbtem Wasser in die 2. Teilparzelle der Kunstwiese in den verschiedenen Entwicklungsstadien 3 Jahre (D), 3¹/₂ Jahre (E) und 4 Jahre (F) nach Ansaat.

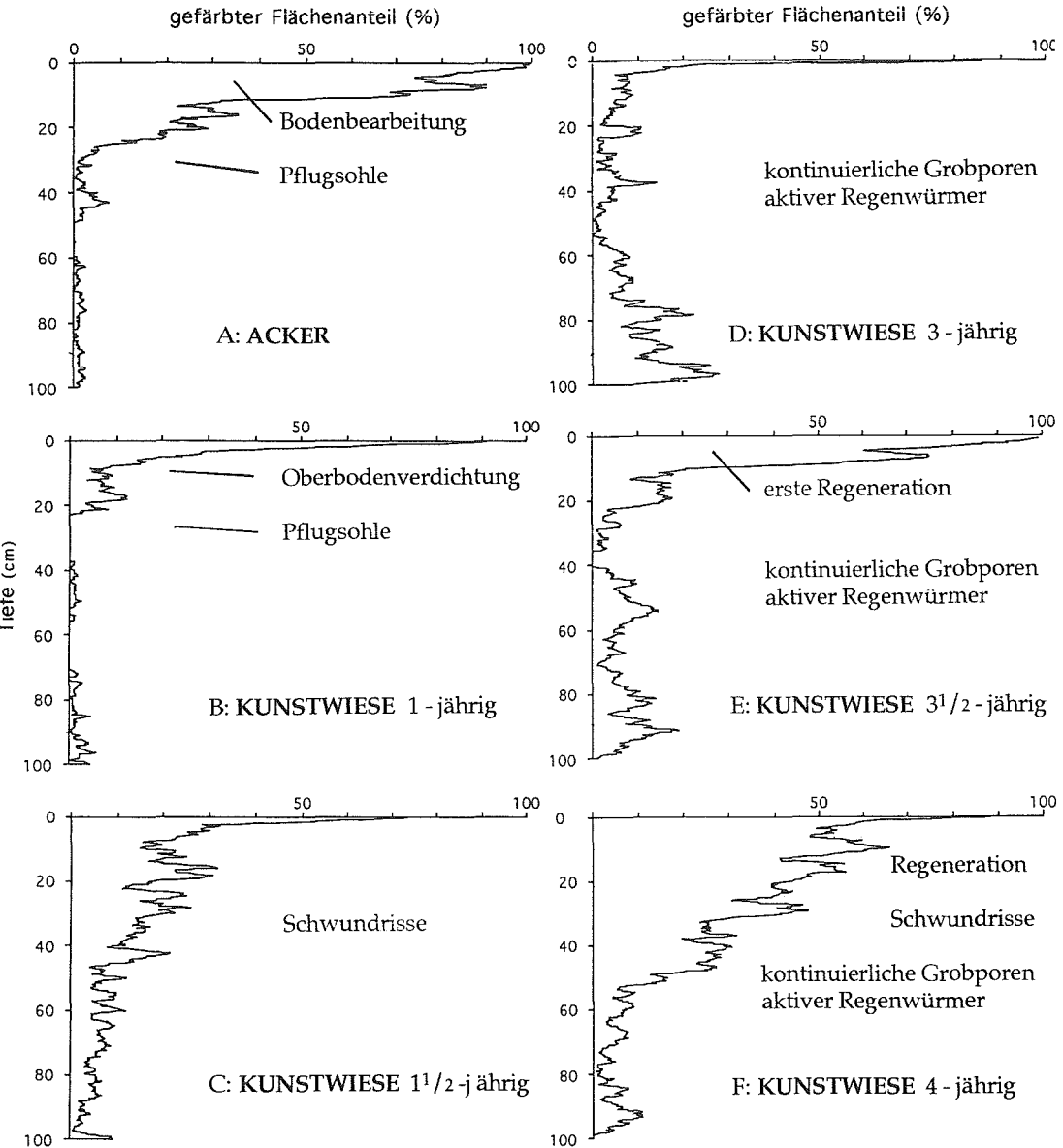


Abb. 3: Nach der Infiltration von 40 mm gefärbtem Wasser in den Versuchspartellen Acker (A) und in den Kunstwiesenpartellen (B bis F) in den verschiedenen Entwicklungsstadien 1 Jahr, 1¹/₂ Jahre, 3 Jahre, 3¹/₂ Jahre und 4 Jahre nach Ansaat wurde die Flächendeckung der gefärbten Fließwege in horizontalen Streifen von $z = 0.33$ cm gemittelt.

Kunstwiesennutzung, hat sich eine bescheidene, aber aktiv wirksame Regenwurmpopulation wieder aufgebaut und einige neue von der Bodenoberfläche bis in die Tiefe führende kontinuierliche Grobporen angelegt. Diese Population stärkte sich deutlich im vierten Nutzungsjahr.

Fließmuster und Durchwurzelung

Die Durchwurzelung ist allgemein spärlich und auf fein polyedrisch und leicht krümelig aggregierte Regionen reduziert. Die dichte Pflugsohlenregion, der bis Ende dritten Jahres stark verdichtete Oberboden und die daraus häufig resultierenden anaeroben Bedingungen hemmen eine strukturbildende Durchwurzelung. Erst Anfang vierten Jahres kann eine breitere Durchwurzelung in den obersten 10 cm beobachtet werden (Abb. 2).

SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Mit der Methode der Farbtracerinfiltration und der Analyse der daraus resultierenden Fließbilder kann eine zeitliche Strukturentwicklung, wie die Strukturregeneration verdichteter Ackerböden, unter dem Einfluss der Kunstwiese beobachtet werden.
- Die Kunstwiese unterstützt die Strukturregeneration.
- Es können Regenerationsprozesse, wie die Wirkung der Durchwurzelung, der Grab- und Wühltätigkeit von Bodenorganismen, sowie der Einfluss des Bodenfrostes und des Quellens und Schrumpfens, d.h. der Rissbildung unterschieden werden.
- Im Zusammenhang mit Wasserhaushaltsmessungen und Regenwurmaufnahmen können Strukturveränderungen indirekt erhoben und bestätigt werden.
- Die wieder aufkommende Regenwurmpopulation leistet den Hauptbeitrag für den Aufbau eines kontinuierlichen Grobporensystems.
- In einem trockenen Sommer kann sich ein die Pflugsohle durchbrechendes Rissystem bilden.
- Die intensive Nutzung vor allem unter feuchten Bodenbedingungen hemmt die Strukturregeneration deutlich.
- In bloss zwei Jahren kann die Kunstwiese auf für Strukturschäden anfälligen Böden noch keinen Beitrag zur Strukturereholung leisten. Soll sie diesen Beitrag in der betriebswirtschaftlich sinnvollen Zeit von drei Jahren leisten, so muss die Nutzung der Kunstwiese schonend und extensiv sein.

RESUME

La capacité de régénération de la structure du sol sous l'influence d'une prairie artificielle a été étudiée sur des parcelles labourées et sur des parcelles avec prairie artificielle (1ère à 4ème année), appartenant à une surface soumise à rotation et cultivée de façon intensive. Le sol représente un sol brun à Pseudogley. Un colorant a été infiltré dans le sol à deux époques (printemps et automne) à l'aide d'un Sprinkler. Les images issues de profils verticaux et horizontaux ont été analysées. La période d'essai a été marquée par des conditions d'humidité du sol élevées et l'emploi de machines agricoles lourdes a de ce fait limité la régénération de la structure du sol en compactant sa partie supérieure. La semelle de labour, pratiquement imperméable, a été rompue seulement à la fin de la 3ème année grâce au concours graduel d'espèces de lombricides creusant des galeries verticales. Un été marqué par des conditions alternées d'humidité et de sécheresse a permis la formation dans le sol d'un système de fissures. Ce système continu de macropores a successivement assuré une pénétration plus importante des racines. Une structure du sol à peu près satisfaisante a pu être observée à la fin de la 4ème année.

LITERATUR

- Beven, K und P. Germann, 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Res.* 18 (5), 1311-1325.
- Bouma, J. 1991. Influence of soil macroporosity on environmental quality. *Adv. Agronomy* 46: 1-37.
- Flury, M., H. Flühler, W. A. Jury, and J. Leuenberger, 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resources Res.* 30 (7): 1945-1954.
- Ghodrati, M. and W. A. Jury, 1990. A field study using dyes to characterize preferential flow of water. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54: 1558-1563.

Schutz des Bodens vor Schadverdichtungen: Konzept und Untersuchungen beim Autobahnbau N5 Kanton Solothurn

W. Rohr, P. Schuler
 GEOTEST AG, Birkenstrasse 15, 3056 Zollikofen

P. Volkart
 ELEKTROWATT INGENIEURUNTERNEHMUNG AG, Bellerivestrasse 36, 8034 Zürich

1. Einleitung

Die bodenschützerischen Hauptarbeiten konzentrieren sich beim Autobahnbau der N5 im Kanton Solothurn auf vier Tagbautunnelstrecken (Birchitunnel, Überdeckung Spitalhof, Tunnel Lüsslingen und Tunnel Grenchner Witi). Die Vorarbeiten für den Birchitunnel (zwischen Solothurn und Biberist) begannen im Mai 1993 mit dem Abtrag von Ober- und Unterboden. Diese Kulturerdearbeiten wurden zeitlich vorgezogen, damit diese witterungs- und bodenfeuchteabhängigen Arbeiten bei möglichst guten Bodenbedingungen ausgeführt werden konnten.

Für alle Kulturerdearbeiten im Zusammenhang mit der N5 auf dem Gebiet des Kt. Solothurns besteht eine bodenschützerische Richtlinie als Bestandteil des N5-Projekthandbuchs, welche organisatorische, untersuchungsmethodische und arbeitstechnische Belange regelt (1). Sie wurde durch Bauherrn (Autobahnbüro), Behörde (Amt für Umweltschutz, Abteilung Bodenschutz sowie Meliorationsamt) und der Stabstelle Untergrund und Boden (GEOTEST) in einer Arbeitsgruppe unter Führung der Projektleitung (EWI) erarbeitet.

Im Bereich Bodenschutz werden die Kulturerdearbeiten durch die Firma GEOTEST in der Funktion einer koordinierenden Stabstelle sowie einer bodenschützerischen Baubegleitung geplant und durchgeführt.

Im folgenden werden die bisherigen Erfahrungen kurz vorgestellt, sowie einzelne Untersuchungsmethoden diskutiert.

2. Konzepte zum Schutz des Bodens vor Schadverdichtungen

2.1 Projektbedingte Rahmenbedingungen bei der Umsetzung der bodenschützerischen Erfordernisse

Baustellen im Bereich von Tagbau -und Untertagbautunnels weisen folgende Merkmale auf, welche für die Verdichtungsgefährdung des Bodens von erheblicher Bedeutung sind:

- grosser, temporärer Flächenbedarf für Installationsplätze, Aushubdeponien, Kulturerdedepots sowie für Baupisten und allfällige Kiesentnahmestellen
- langfristige und enge Zeitplanung
- komplexe und sich verzahnende Arbeitsabläufe innerhalb und zwischen den Baustellen
- Einsatz von effizienten und damit entsprechend grossen und schweren Baumaschinen

Der Erfolg bei der Umsetzung der bodenschützerischen Erfordernisse in die Praxis der Baustelle beginnt somit mit den projektbedingten Rahmenbedingungen. Beim N5-Autobahnbau im Kanton Solothurn sind für den Schutz des Bodens vor Schadverdichtungen folgende zu nennen:

Projekthandbuch:

Die bodenschützerischen Belange bei den Projektierungs-, Bauausführungs- und Kontrollarbeiten sind für alle Beteiligten im oben erwähnten Projekthandbuch verbindlich geregelt.

Koordination:

In allen Phasen der Bauplanung und -ausführung werden die Interessen von Bund, Kanton und Gemeinden sowie von privaten Körperschaften und Einzelpersonen koordiniert.

Kontrollbehörde:

Das Amt für Umweltschutz (Bodenschutzfachstelle) beurteilt die bodenschützerischen Massnahmen (bodenschützerische Begleitplanung, Abnahme von Projektschritten). Sie wird periodisch durch die Projektleitung bzw. durch deren zuständige Stabsstelle über den Projektstand informiert.

Ausschreibung:

In den besonderen Bestimmungen werden Sinn und Zweck der bodenschützerischen Massnahmen generell und verständlich formuliert und die baustellenspezifischen Massnahmen exakt beschrieben. Dies ermöglicht den Unternehmern, die bodenschützerischen Massnahmen in verlässlicher Weise in die Einheitspreise einzurechnen (vgl. Abb1).

Organisationsstruktur:

Bauplanung und -ausführung erfordern eine baustellenübergreifende, komplexe und straffe Organisationsstruktur.

Örtliche Bauleitung:

Anordnung und Kontrolle der bodenschützerischen Massnahmen untersteht auf der Baustelle der örtlichen Bauleitung.

Bodenschützerische Baubegleitung (Bodenfachperson):

Die Bodenfachperson hat gegenüber der örtlichen Bauleitung Weisungsbefugnis. Das Differenzbereinigungsverfahren bei Meinungsunterschieden zwischen Bauleitung und Bodenfachperson wurde vorgängig in der erwähnten Bodenschutzrichtlinie verbindlich festgelegt.

2.2. Planerische und arbeitstechnische Massnahmen

In der Planungsphase sind Witterungs- und Bodendaten zu beschaffen und projektspezifisch auszuwerten:

Zeitliches Arbeitsfenster:

Aus Klima- und Bodendaten wird der Zeitraum festgelegt, in welchem voraussichtlich bei günstigen Bodenbedingungen gearbeitet werden kann. Das zeitliche Arbeitsfenster dient bei der Ausschreibung als Grundlage für die Zeit- und Leistungsvorgaben und zur zeitlichen, räumlichen und arbeitstechnischen Planung von vorgezogenen Kulturerdearbeiten.

Massnahmen und Vorschriften für Kulturerdearbeiten

1. Einleitung / Problemstellung

Gemäss USG Art. 1 ist die Fruchtbarkeit des Bodens zu erhalten und Einwirkungen, die schädlich oder lästig werden könnten, frühzeitig im Sinne der Vorsorge zu begrenzen.

Gerade im Zuge von Bau-, und insbesondere von Erdbaumassnahmen, ist der sorgsame Umgang mit dem Boden eine vordringliche Schutz- und Vorsorgemassnahme.

Beeinträchtigungen des Bodens durch Massnahmen im Umfeld von Baustellen (Baustrassen, Lagerplätze etc.) sind oft gravierender als die eigentliche Baumassnahme.

Im Zuge der Projektierung der N5 im behandelten Perimeter soll durch die Bauplanung diesem Problem besondere Beachtung beigemessen werden.

Folgende Belastungen sind mittels der nachgenannten Vorkehrungen zu vermeiden resp. weitestgehend zu minimieren:

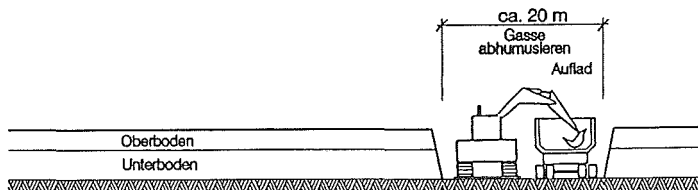
Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit durch Verdichtung und Erosion:

Verdichtung führt zu einer Störung des Luft- und Wasserhaushaltes, was sowohl die Bodenlebewesen als auch das Pflanzenwachstum beeinträchtigt. Es ergibt sich so ein Verlust an Bodenfruchtbarkeit, dem gemäss USG Art. 1 und Art. 7 im Sinne der Vorsorge vorzubeugen ist. Mechanische Verformung und statische Belastung (z.B. Deponien) üben Druck auf den Boden aus, was zu Gefügeschäden führen kann, wie z.B. zu einem Verlust an Porenvolumen (→ Luftmangel, ungenügende Entwässerung). Dies führt schliesslich zu einer Unterbindung der biologischen Aktivität und einer Beeinträchtigung der Ertragsfähigkeit der Kulturerde.

Abtrag der Kulturerde (Schema)

Schnitte

1. Arbeitsschritt



2. Arbeitsschritt

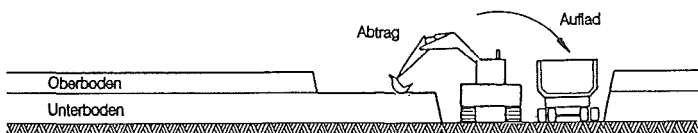


Abb. 1: Auszüge aus einer Ausschreibung für Kulturerdearbeiten, N5 Kanton Solothurn.
Einleitender Text (oben), Schema für den Abtrag mittels Hydraulikbagger (unten).

Bodenareale gleicher Verdichtungsgefährdung:

Mittels geeigneter Technik sind die Flächen auszuscheiden, welche gegenüber den geplanten Arbeitstechniken die gleiche Verdichtungsgefährdung aufweisen. Diese Bodenareale dienen sowohl als Grundlage zur Planung der Kulturerdearbeiten als auch für Bauleistungsmassnahmen während der Bauausführung.

Einsatzgrenzen für Baumaschinen:

Im Grundsatz gelten die bis heute üblichen bodenfeuchte- und gewichtsabhängigen Einsatzgrenzen für Baumaschinen (1). Für die Baustellen der N5 werden diese jedoch entsprechend der unterschiedlichen Bodenbeschaffenheit der abzutragenden Flächen modifiziert.

Bodenverträgliche Arbeitstechniken:

Unter Berücksichtigung der Zeitplanung und der örtlichen Bedingungen der Baustelle werden auf der Basis der erarbeiteten bodenkundlichen Grundlagen sowie der Einsatzgrenzen für Baumaschinen die bodenschonendsten Arbeitstechniken festgelegt.

Flexibilisierung:

Die erarbeiteten boden- und witterungsabhängigen Grundlagen erlauben eine flexible Handhabung der Einsatzgrenzen für Baumaschinen und der einzusetzenden Arbeitstechnik. So können beispielsweise Abtragsarbeiten bei feuchter Witterung auf Böden mit mittlerer bis geringer Verdichtungsgefährdung ausgeführt werden.

Konstruktive Zusammenarbeit zwischen Bauleitung und Bodenfachperson:

Die örtliche Bauleitung entscheidet auf der Basis der erarbeiteten Grundlagen und der laufenden Messungen über den bestmöglichen Einsatz der Arbeitsgeräte. Die Bodenfachperson steht ihm beratend zur Verfügung (Erläuterung der bodenkundlichen Zusammenhänge, Aufzeigen der Verdichtungsrisiken, Wertung von Messergebnissen und Feldbefund in kritischen Situationen sowie Bewertung der vorgeschlagenen bodenschützerischen Massnahmen).

3. Abschätzung der Verdichtungsgefährdung

3.1 Untersuchungen

Die Untersuchungen basieren auf dem standortkundlichen Ansatz, welcher es erlaubt, punktuell erfasste Bodeneigenschaften mittels der Bodenkartierung auf die Fläche zu extrapolieren:

Bodenkartierung im Massstab 1:1000:

Die eingesetzte Methodik basiert auf den Kartierrichtlinien der Landwirtschaftlichen Forschungsanstalt Zürich-Reckenholz (2). Zur Abschätzung der Verdichtungsgefährdung werden folgende Parameter herangezogen: Bodenaufbau (Eigenschaften und Abfolge der Horizonte), physiologische Tiefgründigkeit, Wasserhaushalt, Humusgehalt, Korngrössenverteilung und Kies-/Steingehalt.

Referenzstandorte:

Die Bodenkartierung gibt Auskunft über die Verteilung der flächenmässig bedeutendsten Bodeneigenschaften. Im Bereich dieser Hauptbodentypen werden zwecks detaillierter Abklärungen Referenzstandorte ausgeschieden. Am Referenzstandort wird eine detaillierte Bodenprofileaufnahme durchgeführt und Horizontproben zur Laboranalyse entnommen.

Bodenfeuchte- und Niederschlagsmessungen:

An den Referenzstandorten werden mittels Tensiometer Bodenfeuchtemessungen (Saugspannung) ausgeführt (Abb. 2). Der Niederschlag wird mittels Regenschreiber an zwei Standorten gemessen. Die Messergebnisse werden in Beziehung zu den Bodenprofileigenschaften bei den Referenzstandorten gesetzt.

Feuchteabhängige Formänderungsmessung:

Mittels Plattendruckversuchen wird an den Referenzstandorten die Deformation von Ober- und Unterboden in Abhängigkeit der Saugspannung bestimmt. Ziel dieser Messung ist die vorgängige Abklärung des Setzungsverhaltens bzw. der Tragfähigkeit des Bodens unter Feldbedingungen.

Bestimmung der Trockendichte:

Mittels Troxler-Sonde wird die Trockendichte vor und nach Befahren des Bodens durch ein Arbeitsgerät bestimmt. Ziel dieser Messung ist die Abklärung der Auswirkungen des Bodendruckes eines Gerätes auf die Bodenstruktur unter Feldbedingungen.

Bestimmung der Porenraumverteilung:

Mittels der Desorptionskurve wird die Porenverteilung des Ausgangszustandes bestimmt. Sie wird zudem zur Beobachtung von Veränderungen des Porenraumes vor und nach Belastung herangezogen.

3.2 Auswertung und Darstellung der Ergebnisse

Bezüglich der Verdichtungsgefährdung von Ober- und Unterboden werden die Datengrundlagen wie folgt ausgewertet und dargestellt:

Zeitreihen Saugspannung/Niederschlag:

Die Analyse der unterschiedlichen Zeitreihen Saugspannung und Niederschlag, welche sich bei den verschiedenen Bodeneigenschaften ergeben, liefern wesentliche Informationen über die zu erwartenden zeitlichen Arbeitsfenster, während denen bei guten, ungünstigen oder schlechten Bodenfeuchtebedingungen gearbeitet werden kann.

Schwellenwerte:

Die strukturbezogenen Messungen liefern Angaben über die Verdichtungsgefährdung der bei einer bestimmten Bodenfeuchte aufgebrachten Last. Damit kann abgeschätzt werden, wann eine Strukturveränderung des Bodens eine erhebliche Schadverdichtung zur Folge hat. Die Schwellenwerte dienen auch der Anpassung bestehender Nomogramme an die örtlichen Verhältnisse.

Nomogramme:

Aus Zeitreihenanalyse, Schwellenwerten, Gerätedaten und Arbeitstechnik werden die Einsatzgrenzen für Baumaschinen an die örtlichen Verhältnisse angepasst.

Strukturempfindlichkeitsplan

Die Ergebnisse aus Bodenkartierung und Messungen an den Referenzstandorten werden im Strukturempfindlichkeitsplan räumlich dargestellt.

4. Präsentation einiger Ergebnisse

4.1 Saugspannungs- und Niederschlagsmessungen

In den Jahren 1994 und 1995 wurden an neun bzw. sieben Standorten Saugspannungsmessungen im Unterboden (35 cm Tiefe) durchgeführt (vgl. Abb. 2).

Es hat sich gezeigt, dass das Zeitfenster für Kulturerdearbeiten bei günstigen Bodenfeuchtebedingungen für alle untersuchten Bodentypen verhältnismässig eng ist. Im Zweijahresmittel konnten drei unterschiedliche Zeitfenster beobachtet werden:

- April/Mai: zeitweise günstige Bedingungen, jedoch jährliche Schwankungen
- Juli/August: optimale Abtragsbedingungen (v.a. im August)
- Sept./Oktober eher ungünstige Bedingungen (v.a. ab zweite Hälfte September)

Folgende Hauptfaktoren beeinflussten das Abtrochnungsverhalten: 1. Pflanzenbewuchs, 2. Bodentyp, 3. Vorverdichtung (Aufzählung in Reihenfolge ihrer Wichtigkeit).

4.2 Feuchteabhängige Formänderungsmessung mittels Plattendruckversuch

Der Plattendruckversuch erwies sich in unserer Messreihe als gute Feldmethode, um boden- und lastabhängige Deformationsmessungen im Bereich von Ober- und Unterboden auszuführen. Die Ergebnisse waren abhängig von der Saugspannung, der Korngrössenverteilung und des Humusgehaltes, sowie der Vorverdichtung.

Dabei waren Saugspannung und Korngrössenverteilung bei sonst gleichen Bodenbedingungen die dominanten Faktoren. Abbildung 3 zeigt die Messergebnisse im Oberboden eines extrem tonhaltigen Pseudogleyes (Tongehalt zwischen 60 und 65 %) bei feuchtem Boden (Versuch 1, Saugspannung 26 cb) und bei ausgetrocknetem Boden (Versuch 2, 72 cb). Der Boden bei 26 cb Bodenfeuchte zeigt ein deutliches Bruchverhalten, der Boden bei 72 cb ist als tragfähig zu beurteilen.

5. Schlussbemerkungen

Das gewählte Konzept, um die bodenschützerischen Erfordernisse in den Ablauf eines grossen, komplexen Bauvorhabens zu integrieren, hat sich bewährt. Für die Mehrheit der beteiligten Unternehmungen bedeutete dies ein Umdenken. Was früher eine Massenverschiebung war wurde zur Kulturerdearbeit. Was im Tiefbau in der Regel zu verdichten ist, muss ohne Verdichtung abgetragen und locker geschüttet werden.

Die eingesetzten Untersuchungsmethoden sind teils der Bodenkunde und der Landwirtschaft und teils der Geotechnik entlehnt. Die Methoden aller drei Bereiche mussten für die bodenschützerischen Zwecke im Bereich von Baustellen angepasst werden.

Aus der Sicht der bisherigen Arbeiten sind die methodischen Ansätze geotechnischer Methoden für bodenschützerische Zwecke zu vertiefen und zu systematisieren. Von besonderer Bedeutung ist die Weiterentwicklung prognostischer Methoden, mit deren Hilfe die Regenerationsfähigkeit von Ober- und Unterboden bei unterschiedlichen Boden- und Abtragsbedingungen sowie bei einer trotz aller Vorsorge eingetretenen Schadverdichtung abgeschätzt werden kann.

- (1) GEOTEST/EWI: Richtlinie für die bodenschützerische Baubegleitung beim Autobahnbau N5, 1994. In: Projekthandbuch N5 des Büros für Nationalstrassen, Kanton Solothurn.
- (2) Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau Zürich-Reckenholz FAP (Hrsg.): Klassifikation der Böden der Schweiz. Zürich, 1992.

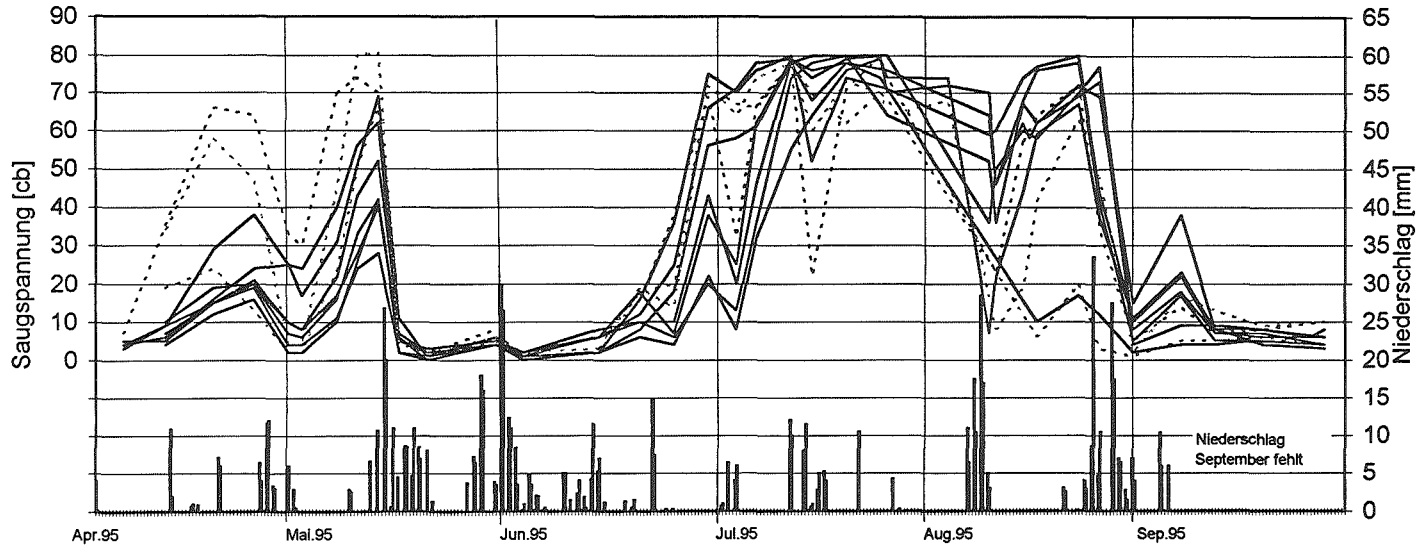


Abb. 2: Saugspannungsmessungen mittels Tensiometer von April bis September 1995 im Bereich von vier Tagbautunnelstrecken der Autobahn N5 zwischen Solothurn und Grenchen

Zu Saugspannung: Messwerte von sieben Referenzstandorten im Unterboden und drei im Oberboden.
 Durchgezogene Linie: Medianwert aus fünf Wiederholungen im Unterboden (35 cm Tiefe)
 Punktierte Linie: Medianwert aus drei Wiederholungen im Oberboden (15 cm Tiefe)

Zu Niederschlag: Tägliche Messwerte von zwei Regenschreibern (Biberist und Grenchen)

Plattenversuch

Versuch: **1**

Platte $\varnothing 45\text{cm}$

Tiefe: 0 cm

Datum: 13.10.94

Erstbelastung

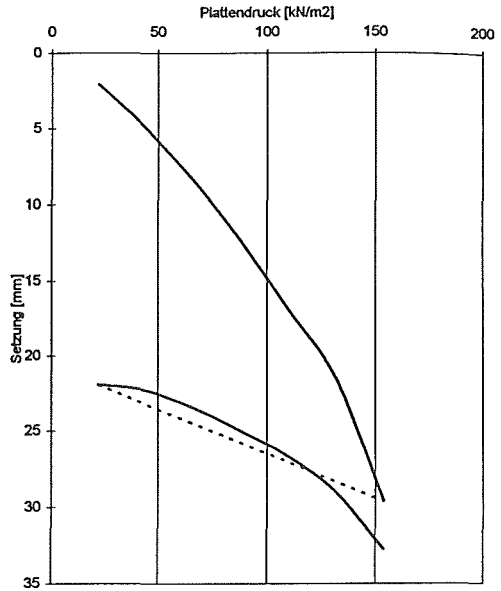
Laststufe [kN/m ²]	M_{E1} -Wert [kN/m ²]
22-66	3173
66-154	1861

Zweitbelastung

Laststufe [kN/m ²]	M_{E2} -Wert [kN/m ²]
66-154	4272

Saugspannung ermittelt im
angrenzenden Tensiometerfeld
Oberboden (3 Tensiometer)

26 cb



Versuch: **2**

Platte 45x45 cm

Tiefe: 0 cm

Datum: 27.07.94

Erstbelastung

Laststufe [kN/m ²]	M_{E1} -Wert [kN/m ²]
18-52	3448
52-121	6085

Zweitbelastung

Laststufe [kN/m ²]	M_{E2} -Wert [kN/m ²]
52-121	14198

Saugspannung ermittelt im
angrenzenden Tensiometerfeld
Oberboden (3 Tensiometer)

72 cb

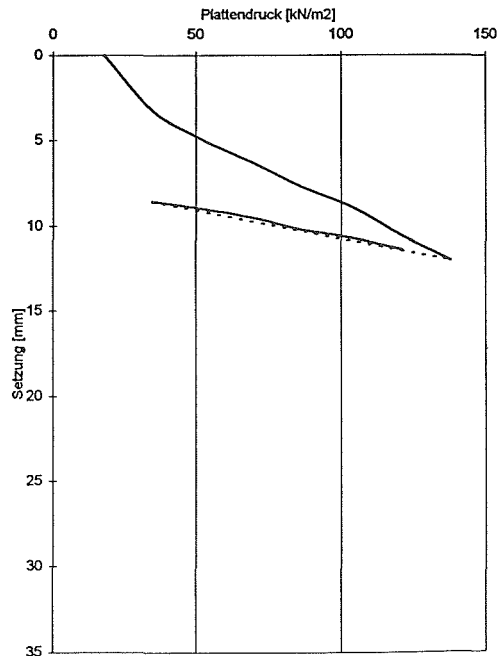


Abb. 3: Messung der Deformation eines extrem tonreichen Pseudogleyes mittels Plattendruckversuch bei unterschiedlichem Feuchtezustand des Oberbodens

Simulation des langjährigen Rückganges der Bodenfruchtbarkeit durch Bodenerosion

B. Maurer¹⁾, D. Schaub¹⁾, R.U. Goetz²⁾

1) Geographisches Institut, Universität Basel, Spalenring 145, 4055 Basel

2) Institut für Agrarwirtschaft, ETH Zürich, Sonneggstr. 33, 8092 Zürich

Résumé

Les pertes en sol et la dégradation physiques du sol à long terme pour différentes cultures et différentes façons culturales ont été simulées avec le modèle EPIC. Les résultats montrent qu'après une modification du générateur du climat (WXPARM) pour les conditions suisses le modèle produise des données plausibles. Les mesures du travail de conservation du sol réduisent les taux d'érosion sans déclin des rendements. Par contre, les rendements diminuent avec une diminution de la profondeur du profil cultural et en même temps les effets de l'érosion s'aggravent. Pour des profils très profonds les effets sont peu considérables même pour une simulation de 100 ans.

1. Einleitung

Obwohl der schädliche Einfluss der Erosion auf die Bodenfruchtbarkeit allgemein bekannt ist, fehlen exakte Angaben über den Zusammenhang zwischen Bodenabtrag und Rückgang der Produktivität eines Standortes noch weitgehend. Dies ist der Ausgangspunkt für Untersuchungen über die langfristigen ökonomischen Auswirkungen der Bodenerosion und Kosten/Nutzen-Berechnungen für nachhaltige Bodenschutzmassnahmen. Als erster Schritt wurden für verschiedene Feldfrüchte und Bearbeitungstechniken die Veränderung der Erosionsrate, sowie die Abnahme des Ertrages in Abhängigkeit der Degradation des A-Horizontes des Bodens simuliert (MAURER 1995). Die ermittelten Werte erlauben, sowohl die Ertragskraft als auch die Erosionsrate des Bodens als Funktion der Profiltiefe des A-Horizontes auf der Basis ökonometrischer Methoden zu schätzen. Die geschätzten Funktionen selbst werden anschliessend in ein Ökonomie Modell einfliessen, welches die langfristige Gewinnmaximierung des Landwirtes zugrundelegt.

2. Untersuchungsgebiet und Methode

Die Wirkung der Bodenerosion wurde mit Hilfe des Simulationsmodelles EPIC (Erosion/Productivity Impact Calculator) berechnet. EPIC wurde in den USA im Zusammenhang mit dem "soil and water resources act" entwickelt und ist vor allem auf langjährige Simulationen und das Erkennen der Auswirkungen der Bodenerosion auf die Bodenproduktivität (und damit auf die Ernteerträge) ausgelegt (WILLIAMS et al., 1984). Zur Berechnung der Bodenerosion kann zwischen verschiedenen Verfahren ausgewählt werden (USLE, MUSLE, AOF etc.). Weil EPIC in der Schweiz noch nie verwendet wurde, mussten zahlreiche Anpassungen an die schweizerischen Bedingungen (z.B. neues Maschinenfile, Anpassung der Kulturpflanzenparameter) vorgenommen werden.

Für die Modellierungen wurde das Einzugsgebiet des Baldeggersees ausgewählt, da für dieses Gebiet Bodenerosionsprobleme bekannt sind, vor allem auch hinsichtlich der Folgewirkung Gewässerbelastung (SCHUDEL et al. 1992). Durch diese Untersuchungen sind bereits bodenkundliche Grundlagen vorhanden, aus denen die Eingabedaten

abgeleitet werden können. Generell dürften die Resultate auch für andere Teile des östlichen schweizerischen Mittellandes repräsentativ sein. Als Standort wurde ein 1 ha grosser Ackerschlag an einem gestreckten Hang mit 10% Neigung und 100 m Länge und einheitlichen Bodenverhältnissen (schwach gleyige, schluffreiche, tiefgründige Braunerde mit Moräne- und Molasseunterlage) angenommen, bei dem davon ausgegangen werden konnte, dass das stattfindende Bodenerosionsgeschehen durch die Universal Soil Loss Equation (USLE) genügend genau beschrieben wird. Ansätze zur Modellierung der Bodenerosion bei komplexeren Standortverhältnisse sind noch zu wenig gesichert bzw. benötigen sehr aufwendig zu bestimmende Eingabedaten (SCHAUB & PRASUHN 1991).

Auf dieser festen Grundeinstellung wurde das Bearbeitungsmanagement variiert (Tab. 1). Simuliert wurde je eine Körnermais-, Getreide-, Kartoffel- und Kunstwiesen-"Fruchtfolge" während 100 Jahren, wobei für die ersten beiden die konventionelle noch mit zwei als bodenschonend bezeichneten Bearbeitungsvarianten verglichen wurde. Bei der Minimalbearbeitung ersetzt die Scheibenegge den Pflug, beim Getreide fällt zusätzlich noch der Grubber weg. Als zweite Variante wird über Winter in der Körnermaisfruchtfolge eine Zwischensaat eingeschaltet, ebenso vor Hafer in der Getreidefruchtfolge. Beide Varianten sind keine "radikalen" Erosionsschutzmassnahmen. Vielmehr ging es darum, konservierende Bearbeitungen, die auf einem Landwirtschaftsbetrieb ohne grosse Umstellungen realisierbar sind, auf ihre Wirkung zu untersuchen.

Fruchtfolge	Kulturpflanze								Simulation (Jahre)	Bodenbearbeitung	Düngungsform
Körnermais-FF	KM	KM	KM	KW	KW	KW	KW	KW	100	Konv. Minb., Zwf.	org. u. anorg.
Getreide-FF	WW	WG	KW	KW	WW	HA	KW	KW	100	Konv., Minb., Zwf.	org. u. anorg.
Kartoffel-FF	KA	KW	KW	KW	KW				100	Konv.	org. u. anorg.
Kunstwiese-FF	KW in Reinkultur, alle 2 Jahre Neuansaat								100	Konv.	org. u. anorg.

Abkürzungen:

FF = Fruchtfolge
HA = Hafer
WW = Winterweizen
WG = Wintergerste

KA = Kartoffel
KM = Körnermais
KW = Kunstwiese
org. = organisch (Mist)

Konv. = Konventionell
Minb. = Minimalbearbeitung
Zwf. = Zwischenfrucht
anorg. = anorganisch (Mineraldünger)

Tab. 1: Die simulierten Fruchtfolgen unter Angabe der Simulationsdauer, der Bodenbearbeitungsart und der Düngungsform.

Der EPIC-Wettergenerator lieferte anfänglich unrealistisch hohe Niederschlagserosivitäten und entsprechend zu hohe Abträge. Der Grund liegt im WXPARM-Zusatzprogramm, das zur Berechnung der statistischen Wetterinputparameter dient. Der Ersatz durch ein entsprechendes eigenes Statistikprogramm und die Auswertung einer zehnjährigen Messreihe von Niederschlag und Lufttemperatur auf der Basis von Tagesmittelwerten ergaben

plausible Resultate. In der Folge erwiesen sich auch die simulierten Ernteerträge und die Abtragsraten bei einem Vergleich mit Felddaten als realistisch. Für weitere Details sei auf die Arbeit MAURER (1995) verwiesen.

3. Ergebnisse der Simulationsläufe

In Tab. 2 sind die kulturspezifischen durchschnittlichen jährlichen Abtragsraten einer 100-jährigen Simulation aufgelistet. Die konventionelle Bearbeitung verursacht bei allen Kulturpflanzen die höchsten Abtragsraten gefolgt von der Minimalbearbeitung und der Zwischenfrucht. Allerdings ist die Bodenerosion auch bei den bodenschonenden Varianten absolut gesehen noch immer sehr hoch. Dies bedeutet, dass auf sehr erosionsgefährdeten Standorten weitergehende Schutzmassnahmen erforderlich wären (vgl. SIEGRIST et al. 1994). Um die Zeitkomponente besser einzubeziehen, sollen am Beispiel von Hafer die Erosionssummenkurven der verschiedenen Bearbeitungsvarianten aufgezeigt werden (Abb. 1). Die Zeitachse drückt im Prinzip auch die infolge der Bodenerosion abnehmende Bodentiefe aus. Die Regressionsgerade der Erosionssummenkurve der konventionellen Bearbeitung weist die mit Abstand grösste Steigung auf, gefolgt von der Minimalbearbeitung und der Zwischenfruchtvariante. Damit kommt zum Ausdruck, dass bei den Erosionssummenkurven aufgrund der unterschiedlichen Erosionsanfälligkeit schon nach wenigen Anbaujahren eine Schere aufgeht. Trotzdem kann bei einem tiefgründigen Boden auch langfristig kein zu- bzw. abnehmender Trend bei den Abtragsraten festgestellt werden. Vielmehr hängt die Verteilung der Bodenerosionsmengen von der jährlich variierenden Witterung und von der Bodenbedeckung der Kulturpflanzen ab. Aus diesem Grund war es nicht möglich, eine Funktion der Veränderung der Erosionsrate in Abhängigkeit der Degradation des A-Horizontes durch Bodenerosion zu ermitteln.

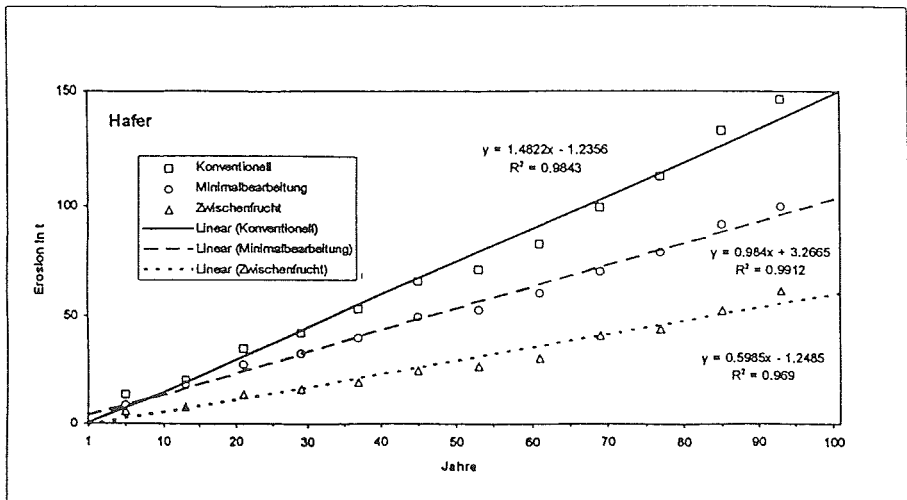


Abb. 1: Erosionssummenkurve von Hafer bei unterschiedlicher Bearbeitung für eine 100-jährige Simulation.

Kultur (1)	Bodenabtrag (t/h)	A (%)
KM (Konv.)	25.0	-
KM (Minb.)	23.8	-4.8
KM (Zwf.)	18.6	-25.6
HA (Konv.)	12.3	-
HA (Minb.)	8.3	-32.5
HA (Zwf.)	5.1	-58.5
WW (Konv.)	5.3	-
WW (Minb.)	3.4	-35.8
WG (Konv.)	8.3	-
WG (Minb.)	6.1	-26.5

Tab. 2: Vergleich der durchschnittlichen kulturspezifischen Abtragsraten bei unterschiedlicher Bearbeitung für eine 100-jährige Simulation. A = Abnahme der Abtragsrate der jeweiligen Kultur im Verhältnis zum Höchstabtrag (konventionelle Bearbeitung).

Die kulturspezifischen Ernteerträge unterscheiden sich nach den Berechnungen mit EPIC für die verschiedenen Bearbeitungsmethoden nicht. So gesehen stellen die für die Simulationen verwendeten bodenschonenden Varianten eine gute Alternative zur konventionellen Bearbeitung dar. Wichtiger ist jedoch die Frage, wie die Bodenerosion während einer 100-jährigen Simulation die Ernteerträge beeinflusst. Zu diesem Zweck kann bei EPIC für identische Simulationläufe die Bodenerosion "ausgeschaltet" werden (Tab. 3). Grundsätzlich ist festzuhalten, dass Bodenerosion einen Minderertrag zur Folge hat, wobei dessen Betrag kulturspezifisch ist. Mit 3.3% ist die Differenz bei Kartoffeln am grössten, während sie bei den restlichen Kulturen unter 1% liegt. Langjährige Bodenerosion verringert somit zwar den Ertrag, doch sind die Auswirkungen bei einem tiefgründigen Boden nicht sehr bedeutend. Es muss allerdings angefügt werden, dass in jedem Fall eine optimale Düngerversorgung und Schädlingsbekämpfung vorgegeben waren, um in der ersten Phase der Modellierung nicht mit zuvielen Variablen und möglicherweise widersprüchlichen Einflüssen zu starten. Bei spätere Simulationen müssen diese Aspekte sicherlich differenzierter miteinbezogen werden.

Kultur	Ertrag (t/ha)		D (%)
	mBE	oBE	
KM	7.28	7.33	0.7
KA	26.93	27.85	3.3
WW	5.10	5.12	0.4
WG	5.28	5.32	0.8
HA	4.88	4.92	0.8

Tab. 3: Vergleich der durchschnittlichen jährlichen Erträge bei identischen Simulationsläufen, jeweils mit (mBE) bzw. ohne Bodenerosion (oBE). D = Differenz.

Weil der für die Simulationen verwendete Ausgangsboden sehr mächtig ist, sind die 100 Simulationsjahre eine zu kurze Zeitspanne, um detailliertere Einsichten über den Zusammenhang zwischen Bodentiefe, Bodenerosion und Ertrag zu gewinnen. Aus diesem Grund wurde zum Schluss die Mächtigkeit des Ausgangsbodens variiert, wobei wiederum identische Läufe mit und ohne Ausschaltung der Bodenerosion durchgeführt wurden (Abb. 2). Am Beispiel der Wintergerste ist zu erkennen, dass mit abnehmender Bodentiefe der Ertrag zurückgeht und die Auswirkungen der langjährigen Bodenerosion auf den Ertragsrückgang zunehmen. Die Bodenerosion reduziert also die Bodenfruchtbarkeit nur sehr langsam. Wenn jedoch eine kritische Bodentiefe erreicht ist, werden die negativen Auswirkungen der Bodenerosion auf den Ernteertrag noch verstärkt. Es ist deshalb wichtig, dass die Richtwerte des akzeptierbaren Bodenabtrags unbedingt die Zeitkomponente des Erosionsprozesses berücksichtigen. Der Zusammenhang zwischen Bodentiefe und Ertrag kann wie bei LAL (1984) mit einer Exponential-Funktion beschreiben werden.

Unter Berücksichtigung der Abhängigkeit der Ertragshöhe von der Bodentiefe wurde ein theoretisches ökonomisches Modell entwickelt (GOETZ 1995). Dabei wird angenommen, dass der Landwirt seinen langfristigen Gewinn maximiert. Somit wird die optimale private intertemporale Nutzung des Bodens analysiert (welche Höhe der Bodenerosion zu welchem Zeitpunkt). Die hier vorgestellte Studie ermöglicht es nunmehr, das theoretische ökonomische Modell empirisch zu evaluieren.

4. Schlussfolgerungen

Nach erfolgter Anpassung von EPiC an schweizerische Verhältnisse liefert das Modell plausible Resultate. Von einem Gebrauch der WXPARM-Subroutine ist abzusehen. Die Simulationen zeigen, dass die bodenschonenden Anbaumethoden die Abtragungsmengen reduzieren, ohne dass dabei die Erntemenge zurückgehen. Dagegen verringern sich die Ernteerträge mit abnehmender Profilmächtigkeit, gleichzeitig nehmen die Auswirkungen langjähriger Bodenerosion zu. Bei sehr mächtigen Bodenprofilen sind die Auswirkungen auch bei einem 100-jährigen Simulationslauf gering.

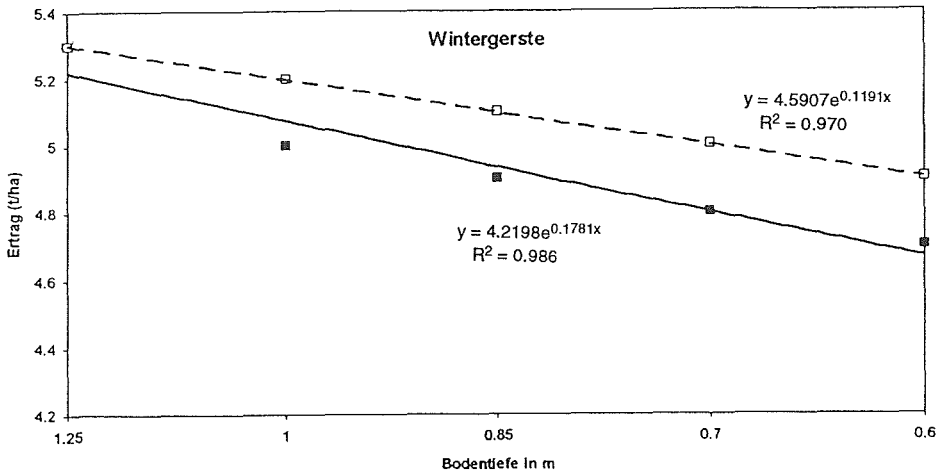


Abb. 2: Funktion der Ertragshöhe in Abhängigkeit der Profilmächtigkeit für Simulationsläufe mit und ohne Bodenerosion.

5. Literatur

GOETZ, R.U., 1995: Diversification and sustainable agricultural production - The case of soil erosion. Dep. of Agricultural and Resource Economics, Univ. of California at Berkeley, Working Paper no. 749.

LAL, R., 1984: Productivity assessment of tropical soils and the effect of erosion. In: WOLMAN, M.G. and RIJSBERMAN, F.R., (Eds.): Quantification of the effect of erosion on soil productivity in an international context. Delft, 70-94.

MAURER, B., 1995: Modellierung des langjährigen Rückganges der Bodenfruchtbarkeit durch Bodenerosion. = Oberlehrerarbeit Geogr.Inst.d.Univ.Basel, 97 S. (Manuskript.)

SCHAUB, D. und PRASUHN, V., 1991: Bodenerosionsmodelle. In: MONBARON, M. und HAEBERLI, W. (Hrsg.): Modelle in der Geomorphologie - Beispiele aus der Schweiz. = Berichte und Forschung, Geogr. Inst. Universität Fribourg, Vol. 3, 47-59.

SCHUDEL, P., SIEBER, M., TAVERNA, R., und SCHULIN, R., 1992: Konzept zur Verminderung der Bodenerosion am Baldeggersee. Bulletin BGS, 16, 41-44.

SIEGRIST, S., SCHAUB, D., PFIFFNER, L. und BERNER, A., 1994: Einfluss unterschiedlicher Anbauintensität auf Regenwurmbesatz und Erodierbarkeit eines Lössbodens der NW-Schweiz. BGS Dokument 5, 19-24.

WILLIAMS, J.R., JONES, C.A., and DYKE, P.T., 1984: A modelling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Transact. Amer. Soc. Agric. Eng. 27, 129-144.

Hydrologic Response of Undisturbed Soil Column to Various Intensities of Simulated Rainfall

Mdaghri Alaoui A.

GIUB-Soil Science Section, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

Abstract

Infiltration experiments of variable intensities (4.1 E-6 to 2.8 E-5 m/s) were conducted on a undisturbed soil column. The preferential and matrix flow were investigated with the kinematic wave theory. This approach was first applied to the drainage curve of outflow. In this case, the preferential flow takes place during intermediate infiltration rates. The hypothesis was then applied to soil moisture at three depths of the column. According to theory, the wetting front is the more dispersed the more it progresses down. Measured drainage of both outflow and soil moisture were reasonably well described by the kinematic wave model.

1. Introduction

Water flowing in macropores may by-pass much of the water stored in the soil „matrix“ (SMETTEM and TRUDGILL, 1983; BOOLTINK and BOUMA, 1991) resulting in the appearance of „new“ input water at considerable depth, with comparatively little mixing or displacement of the previously stored („old“) soil water (LEANNEY et al., 1993).

Thus, each approach must consider the soil matrix-macropores dichotomy. Macropores not only dominate the infiltration of ponded water (SMETTEM and COLLIS-GEORGE, 1985a) but also play a major role during flux-infiltration after matrix ponding has occurred (CLOTHIER and HEILER, 1983). In this perspective, Jarvis (1991) has described a physically-based model of water and solute transport in macroporous soil. The model divides the total soil porosity into two components, macropores and micropores, and may be run in either one or two flow domains.

Germann and Beven (1985) simulated bypass flow using kinematic wave theory. The kinematic wave approach was used to model the infiltration and redistribution of square pulse in the macropores continuum (GERMANN, 1985).

In this study, we applied kinematic wave theory to drainage flow and the temporal variation of soil moisture at three depths during and shortly after the infiltration of various pulses into a column of an undisturbed soil. This applicability of kinematic approach to both soil moisture and outflow suggests that the flow parameters indicate whether flow is dominated by the matrix or macropore flow.

2. Theory

A more general approach, based on the kinematic wave theory (LIGHTHILL and WHITHAM, 1955), was proposed by Beven and Germann (1981) and further developed (BEVEN and GERMANN, 1985; GERMANN, 1985) to model water flow in the macropores continuum. The basic flow equation relating the flux to the volumetric water content in the macropores is a two parameters power function :

$$q = b \cdot w^a \quad [1]$$

where $q[L/T]$ is the volume flux density, $w[L^3/L^3]$ is the volumetric water content in the macropores, $a[-]$ and $b[L/T]$ are parameters.

From equation [1] and balance equation, we get the equations [2] and [3] which describe respectively outflow and mobile soil moisture. For details see Germann (1985).

$$q(Z,t) = q_s \cdot [(t_d - t_s)/(t - t_s)]^{a/(a-1)} \quad [2]$$

with :

- $q(Z,t)$: outflow $[L/T]$
- q_s : input flow $[L/T]$
- t_s : duration of infiltration $[T]$
- t_d : starting time of drainage curve $[T]$

$$w(z,t) = w_s \cdot [(t_d - t_s)/(t - t_s)]^{1/(a-1)} \quad [3]$$

with :

- $\theta(z,t)$: soil moisture at depth z and time t $[L^3/L^3]$
- θ_{init} : initial soil moisture $[L^3/L^3]$
- θ_{max} : soil moisture during the steady-state plateau $[L^3/L^3]$
- $w(z, t) = \theta(z,t) - \theta_{init}$: mobile soil moisture at depth z and time t $[L^3/L^3]$
- $w_s = \theta_{max} - \theta_{init}$: mobile soil moisture during the steady state plateau $[L^3/L^3]$.

Adjustments between observed and calculated values of $q(Z,t)$ and $w(z,t)$ were made using Log transformations of equations [2] and [3].

3. Material and methods

The soil originated from calcareous silty-sandy lake sediments from the Ile de St. Pierre in the lake of Biemme (Switzerland). It has formed in the last 120 years after the lake level had been lowered by several meters. The horizon 0 to 0.20 m is well structured with a porosity of 0.50. The lower part of the profile is penetrated by roots, the structure is poorly developed, porosity is 0.50-0.52 and pH is 7 throughout.

A column of undisturbed soil of 0.39 m diameter and 0.43 m high was prepared. Irrigation was supplied using a Rainfal Simulation system. Precipitations intensity and duration were controlled by a pump. Soil water content at depths of 0.12, 0.26 and 0.33 m was measured using time domain reflectometry (TDR, Tektronix 1502B cable tester), with 0.30 m probes inserted horizontally into the column. The suction was measured by 3 tensiometers at the same depths. Drainage from the soil was measured using a flowmeter. All this parameters were measured automatically by a data-logger.

4. Results and discussions

4. 1. The analyses of drainage flow

The study by Beven and Germann (1981) suggested a to be close to 3.0 for unsaturated macropore flow, while for saturated flow, Germann and Beven (1981b) found $a = 2.0$.

Successive infiltrations to characterize water flow through a column consisting of an artificial double-porosity medium were conducted by Di Pietro and LaFolie (1991). Then, they are tested the kinematic wave theory to drainage hydrographs. Resulting a values ranged between 4 and 8. Reasonable fits of calculated hydrographs to experimental data were obtained for high input intensities.

In this study, 6 experimental infiltrations of varying intensities were conducted on the soil column. Our resulting values of a ranged between 4 and 6; the lower values being found at intermediate input intensities (table 1).

Run	1	2	3	4	5	6
Experimental parameters						
q_s [m/s]	4.1 E-6	1.06 E-5	2.2 E-5	2.3 E-5	2.62 E-5	2.80 E-5
t_s [s]	13900	10000	4100	4500	4000	3000
Calculated parameters						
a	5.42	4.06	4.77	4.73	4.38	5.60
b [m/s]	229.79	2.18	4.23	4.54	1.93	42.55
t_d [s]	14620	10490	4420	4800	4290	3216
r^2	0.95	0.95	0.98	0.96	0.97	0.97

Table 1. Observed and calculated values of the volume flux density.

The outflow $q(Z,t)$ and the adjustment between observed and calculated drainage hydrograph are shown in figure 1.

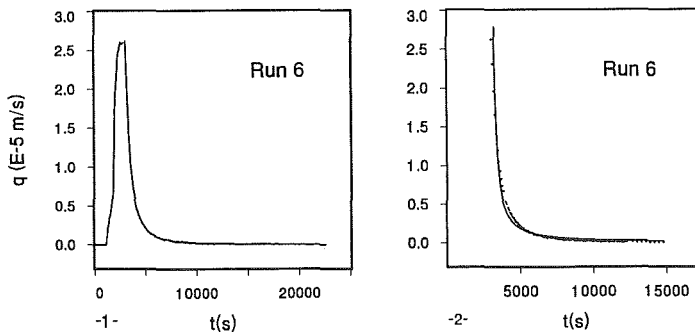


Figure 1. $q(Z,t)$ vs. time (1); fitted and observed drainage hydrograph for infiltration 6 (2).

For the low and high intensities (respectively the run 1 and run 6) α was relatively higher than 5. The results of these experiments suggest that preferential flow takes place at intermediate intensities (QUISENBERRY et al 1994). At low and high rates, the dispersion of the wetting front was important.

4. 2. The analyses of soil moisture at three depths

The observed and calculated parameters resulting of soil moisture simulation at 0.12, 0.26 and 0.33 m are shown in table 2.

Run	1	2	3	4	5	6
Experimental parameters (12 cm)						
$\theta_{\max}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.46	0.489	0.50	0.50	0.514	0.52
$\theta_{\text{ini}}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.382	0.376	0.38	0.367	0.386	0.367
$w_s[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.078	0.113	0.120	0.133	0.128	0.153
Calculated parameters (12 cm)						
a	5.80	5.41	4.35	5.07	5.14	4.50
b [m/s]	17.70	3.33	0.22	0.60	0.62	0.10
t_d [s]	14143	10100	4252	4646	4187	3183
r^2	0.99	0.98	0.99	0.99	0.99	0.99
Experimental parameters (26 cm)						
$\theta_{\max}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.39	0.416	0.50	0.50	0.50	0.50
$\theta_{\text{ini}}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.34	0.321	0.368	0.277	0.292	0.333
$w_s[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.050	0.095	0.132	0.223	0.208	0.167
Calculated parameters (26 cm)						
a	/	8.06	5.81	9.29	6.94	4.83
b [m/s]	/	4706.8	17.25	440.9	4.48	0.43
t_d [s]	/	10113	4144	4516	4094	3118
r^2	/	0.98	0.98	0.99	0.84	0.89
Experimental parameters (33 cm)						
$\theta_{\max}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.437	0.456	0.494	0.493	0.49	0.50
$\theta_{\text{ini}}[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.357	0.339	0.366	0.322	0.310	0.333
$w_s[\text{m}^3/\text{m}^3]$	0.08	0.117	0.128	0.171	0.18	0.167
Calculated parameters (33 cm)						
a	/	19.74	9.60	13.41	15.41	11.36
b [m/s]	/	4.3E+13	2.07E+4	1.7E+6	1.3E+7	1.6E+4
t_d [s]	/	10113	4179	4547	4089	3205
r^2	/	0.96	0.96	0.97	0.97	0.96

Table 2. Observed and calculated values of the soil moisture at three depths for the 6 infiltrations.

The parameter a which results from this simulation is clearly lower at 0.12 m and varies from 4 to 6. At 0.26 m it reaches slightly higher values and varies between 5 and 9. And it shows a clear increase at 0.33 m (10 to 20). This was true for the 6 infiltrations. The soil moisture $w(z,t)$ at three depths and the adjustment between observed and calculated soil moisture hydrograph are shown in figure 2.

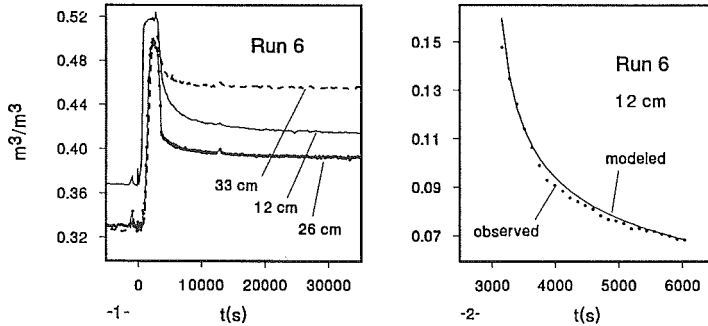


Figure 2. $w(z,t)$ vs. time at three depths (1); fitted and observed values of $w(z,t)$ at 0.12 m for infiltration 6 (2).

The clear increase of the parameter a with increasing depth suggests that the wetting front is the more dispersed the more it progresses down and drainage is dominated by flow through a restricted network of macropores.

5. Conclusions

The kinematic wave model has the advantage of simplicity. Measured drainage and mobile soil moisture hydrographs were reasonably well described by the kinematic wave approach.

The applicability of this model to both outflow and soil moisture curves suggests that the parameter a indicates whether flow is dominated by the matrix or the macropore flow.

The parameter a varies with the variation of infiltration intensities. According to theory, the preferential flow takes place at intermediate rates. The clear increase of the parameter a with increasing depth suggests that the wetting front is the more dispersed the more it progresses down.

Dispersion of the wetting front was very important at low input intensities.

More work is needed in order to understand the physical meaning of the parameter b .

Acknowledgments

This study was supported by the Swiss National Science Foundation, grant no 21-36281.92.

References

- BEVEN, K., and GERMANN, P., 1981: Water flow in soil macropores II. A combined flow model. *J. of Soil Sci.* 32, 15-29.

- BEVEN, K., and GERMANN, P., 1985: A distribution model of channelling flow in soils based on kinematic wave theory. In Proceedings of the ISSS Symposium on Water and Solute Movement in Heavy Clay Soils pp. 89-100. ILRI, Wageningen, The Netherlands.
- BOOLTINK, H.W.G., and BOUMA, J., 1991: Physical and morphological characterization of bypass flow in a well structured clay soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55, 1249-1254.
- CLOTHIER, B.E., and HEILER, T., 1983: Infiltration in slot-mulch tillage: simulation and field verification. In *Advances in Irrigation*. ASAE Publ. 11-83, Michigan, USA 275-283.
- DI PIETRO, L., and LAFOLIE, F., 1991: Water flow characterization and test of a kinematic-wave model for macropore flow in a highly contrasted and irregular double-porosity medium. *J. of Soil Sci.* 42, 551-563.
- GERMANN, P., and BEVEN, K., 1981b: Water flow in soil macropores III. A statistical approach. *J. Soil Sci.* 32, 31-39.
- GERMANN, P., and BEVEN, K., 1985: Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. *Water Resour. Res.* 21, 990-996.
- GERMANN, P., 1985: Kinematic Wave Approach to Infiltration and Drainage into and from Soil Macropores. Transactions of the ASAE. Published by the American Society of Agricultural Engineers 28, 745-749.
- JARVIS, N.J., 1991: MACRO - A model of water movement and solute transport in macroporous soils. Reports and Dissertations 9, Dept. Soil Sci., Swedish Univ. Agric. Sci., Uppsala, Sweden 58 pp.
- LEANEY, F.W., SMETTEM, K.R.J., and CHITTLEBOROUGH, D.J., 1993: Estimating the contribution of preferential flow to subsurface runoff from a hillslope using natural abundance contributions of deuterium and chloride. *J. Hydrol.* 147, 83-103.
- LIGHTHILL, G.J., and WHITHAM, G.B., 1955: On kinematic waves. I. Flood movement in long rivers. *Proc. Roy. Soc. London, Ser. A* 229, 281-316.
- QUISENBERRY, V.L., PHILLIPS, R.E., and ZELEZNIK, J.M., 1994: Spatial distribution of water and chloride macropore flow in well-structured soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58, 1294-1300.
- SMETTEM, K.R.J., and TRUDGILL, S.T., 1983: An evaluation of some fluorescent and non-fluorescent dyes in the identification of water transmission routes in soils. *J. Soil Sci.* 34, 429-442.
- SMETTEM, K.R.J., and COLLIS-GEORGE, N., 1985a: The influence of cylindrical macropores on steady-state infiltration in a soil under pasture. *J. Hydrol.* 79, 107-114.

Die Versauerung von Waldböden bei Möhlin (AG): Rekonstruktion mit Hilfe von archiviertem Bodenmaterial

PETER FITZE, ANDREAS BURRI, MARKUS EGLI

Geographisches Institut Universität Zürich-Irchel, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zürich

Zusammenfassung:

Für den Zeitraum 1969-1993 können in einem Wald bei Möhlin (AG) anhand eines umfangreichen Bodenarchivs substantielle Veränderungen der Bodenmatrix verfolgt werden. Die beobachteten Veränderungen entsprechen weitgehend dem über Mittel- und Nordeuropa verbreiteten Phänomen der zunehmenden Bodenazidität. Darüberhinaus ist ein Humusschwund festzustellen, dessen Ursachen in einem veränderten Komplex von walddexternen Faktoren wie N- & F-Immissionen und Klimawandel vermutet werden. Die momentanen Stoffflüsse belegen einen hohen anthropogenen Anteil an der bodeninternen Säureproduktion, der sich hauptsächlich über N-Immissionen und Waldbewirtschaftung vollzieht. Eine für 1969-1993 erfolgte Rekonstruktion des Sickerwasserchemismus gestaltete sich als schwierig, weil sich zahlreiche biogeochemischen "Konstanten" im Untersuchungszeitraum als äusserst variabel erwiesen. Die mit dem Programm STEADYQL erfolgten Simulationen deuten für die 70er und 80er Jahre auf erhöhte H^+ - und Al^{3+} -Konzentrationen im Sickerwasser hin.

Résumé:

Entre 1969 et 1993, des altérations substantielles de la chimie du sol forestier auprès de Möhlin (AG) peuvent être démontrées à l'aide des archives pédologiques. Ces altérations observées correspondent largement au phénomène de l'acidification croissante des sols en Europe Centrale et du Nord. On constate également une décomposition nette de l'humus qui semble être due à la variation de l'ensemble d'éléments extérieurs tels que les immissions d'azote et de fluor et le changement du climat. L'analyse du flux de matières révèle qu'une grande part de la production interne des protons est due à des activités anthropiques, causées principalement par les émissions de l'azote et par l'exploitation de la forêt. La reconstruction (1969 - 1993) de la composition chimiques de l'eau gravitaire du sol s'effectuait avec certaines difficultés parce que plusieurs constantes biogéochimiques étaient tout autre que constantes. Les calculs de simulation avec STEADYQL montrent que le contenu en H^+ et Al^{3+} était élevé notamment dans les années 70 et 80.

1. Einleitung

Wie schnell die aktuellen Prozesse der Bodenbildung ablaufen ist eine Frage, die die Bodenkunde seit langem interessiert. Aussagen über die Geschwindigkeit vieler Prozesse können jedoch erst durch eine systematische Beobachtung der Böden über einen längeren Zeitraum postuliert werden. Ein systematisches Bodenmonitoring existiert in der Schweiz erst seit Mitte der 80er Jahre. Dementsprechend ist die unter verstärkten

anthropogenen Einflüssen stehende Entwicklung der Böden seit den 60er Jahren kaum dokumentiert. Anlässlich einer weit angelegten Untersuchung im Zusammenhang mit lokalen Waldschäden, die durch die Aluminium Rheinfelden GmbH verursacht wurden, wurde 1969 ein dichtes Bodenbeobachtungsnetz im Wald von Möhlin (AG) angelegt. Eine Wiederbeprobung derselben Standorte erfolgte 1988 und 1993 mit dem Ziel, Veränderungen von bodenchemischen Parametern im Waldökosystem zu erfassen und zu erklären.

2. Methodische Grundlagen

Das Bodenarchiv, das in den Jahren 1969, 1988 und 1993 erstellt wurde, besteht aus Mischproben der Tiefen 0 - 5 cm und 30 - 35 cm. Auf 81 Testparzellen (jeweils 100 m²) wurden je 7 Einstiche mit einem HUMAX-Bohrgerät vorgenommen.

Die Proben wurden getrocknet (40° C) und in Polyethylenbeuteln aufbewahrt. In den Jahren 1993 und 1994 wurden zwei der insgesamt 81 Testflächen intensiv auf jahreszeitliche Schwankungen der chemischen Zusammensetzung der Bodenmatrix untersucht. Direkt angrenzend wurden pedologische Gräben ausgehoben mit dem Zweck, das Sickerwasser in verschiedenen Bodenhorizonten zu beproben. Damit ein Einblick in verschiedene Reaktionsmechanismen innerhalb des Waldökosystems gewährt werden kann, wurde eine Stoffflussanalyse des gesamten Systems vorgenommen. Dazu waren Depositionsmessung innerhalb (Kronentraufe und Stammabfluss) sowie ausserhalb des Waldes notwendig. Auf der Basis forstwirtschaftlicher Nutzungsdaten sowie baumartspezifisch durchgeführten chemischen Analysen konnte zudem eine Hochrechnung der aus dem Waldökosystem exportierten Nährelemente vorgenommen werden.

3. Resultate

3.1. Saisonale Schwankungen bodenchemischer Eigenschaften

Die Erfassung von saisonalen Schwankungen bodenchemischer Parameter hat das Ziel, den möglichen Einfluss des Beprobungszeitpunktes auf die Nachweisbarkeit längerfristiger Bodenveränderungen aufzuzeigen. Anhand des als Beispiel dargestellten jahreszeitlichen Verlaufs des pH-Wertes (Fig. 1) sollen einige grundlegende Aspekte angötöt werden:

In methodischer Hinsicht ist bemerkenswert, dass mit einer zeitlich und räumlich ausreichenden Beprobungsdichte auch geringe Schwankungen von Parametern erfasst werden, welche lateral stark variieren. Die Amplitude ist im Ober- und im Unterboden mit $\Delta\text{pH} < 0,15$ als sehr klein zu bezeichnen, was im Bereich der hier effizienten Pufferung durch Al-Oxide erwartet werden konnte. Die höchsten pH-Werte wurden in beiden untersuchten Tiefenintervallen im Winter gemessen. Mit der jahreszeitlichen Erwärmung nahmen diese wahrscheinlich als Folge der verstärkten mikrobiellen Aktivität ab. Die für ein Bodenmonitoring erhoffte längere Phase "relativer Stabilität" konnte andeutungsweise im Sommer beobachtet werden.

Bei einer längerfristig konzipierten Wiederholung von Bodeninventuren muss somit der gleiche Beprobungszeitpunkt eingehalten werden. Da die saisonale Dynamik im Boden aber primär vom Jahr zu Jahr unterschiedlichen Witterungsverlauf gesteuert wird, garantiert auch ein konstanter Beobachtungszeitpunkt nicht für eine vollständige Eliminierung saisonaler Effekte.

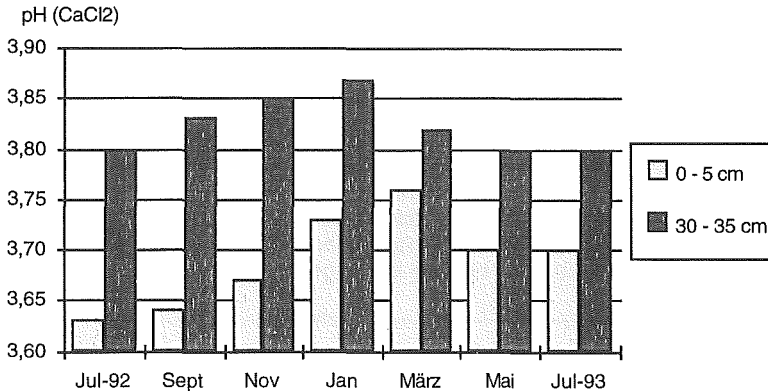


Fig. 1. Saisonaler pH-Verlauf der Testfläche "Seeliboden" (dargestellt ist das arithmetische Mittel aus je 25 Einzelproben aus einer Fläche von 100 m²).

3.2. Veränderungen des Bodenchemismus zwischen 1969 und 1993

Aus dem eben erwähnten Grund wurde das Bodenarchiv bereits 5 Jahre nach dessen Erweiterung um eine dritte Serie ergänzt. Dabei wurde auch das 1988 nicht erfasste Tiefenintervall 30-35 cm beprobt.

Grundsätzlich lieferte die 93er-Serie im **Oberboden** eine Bestätigung der 88er-Werte (Fig. 2). Die während der ersten Beobachtungsperiode registrierten Veränderungen (FITZE et al., 1991) wurden in der zweiten Periode i.a. bestätigt. Bei gewissen Parametern lässt sich darüberhinaus eine latente Fortsetzung des Trends erkennen. Die Tendenz zu tieferen pH-Werten ist anhand der Perzentilverteilungen in Fig. 2 erkennbar. Unterhalb ~3,4 scheint eine weitere pH-Veränderung kaum mehr möglich bzw. messbar zu sein, was eine Folge der logarithmischen pH-Definition und der effizienten Protonen-Neutralisierung im Al-Pufferbereich ist. Bei höheren Referenz-pH-Werten bewegen sich die Absenkungsbeträge im Mittel um 0,3 pH-Einheiten. Obwohl die jahreszeitlichen pH-Schwankungen auf weniger sauren Standorten ausgeprägter sein dürften, lässt sich infolge der mehrheitlich kontinuierlichen Entwicklung ein "saisonaler Effekt" weitgehend ausschließen.

Im **Unterboden** haben sich die pH-Werte im Mittel um ca. 0,2 Einheiten erhöht. Diese Entwicklung überrascht angesichts der Tatsache, dass die Konzentrationen der basisch wirkenden M_b-Kationen (Ca, Mg, K, Na) in beiden Tiefenintervallen signifikant tiefer sind (Fig. 2). Die "widersprüchlichen" Indikatoren einer zunehmenden Bodenversauerung belegen, dass der pH-Wert als Mass für die Bodenazidität nicht ausreichend ist.

Mögliche Gründe für die im Unterboden erfolgte pH-Erhöhung stehen im Zusammenhang mit der Entwicklung des Humusvorrates (BURRI, in Vorb.). Im Zeitraum 1969-1993 wurde der ursprüngliche Gehalt von 5% org.C bis auf ca. 1% abgebaut (Fig. 3). Dieser Netto-Abbau hat u.a. Konsequenzen für den Protonenhaushalt des Bodens:

- Der Verlust von funktionellen Säuregruppen führt tendenziell zu einer pH-Erhöhung.
- Zudem resultiert aus dem Humusabbau eine passive Anreicherung der mineralischen Puffersubstanzen, was eine positive Wirkung auf die Pufferrate haben könnte. Durch die vermehrte Aktivierung des Al-Puffers wurden dagegen die am Tauscher adsorbierten M_b-Kationen zunehmend durch H⁺ und Al³⁺ ersetzt.
- Der Humusvorrat stellt eine potentielle Quelle interner Protonenumsätze dar. Von quantitativer Bedeutung ist das Schicksal des organisch gebundenen Stickstoffs, dessen Mineralisierung u.U. den Protonenhaushalt des Bodens entscheidend beeinflusst.

Dabei sind durchaus pH-Erhöhungen möglich, wenn lokal (vgl. oben) die protonenkonsumierende Ammonifikation den Nitrifikationsprozess dominiert. Nimmt man dagegen eine vollständige Nitrifikation des mineralisierten org. N an, so resultiert über das gesamte Profil bilanziert eine Netto-Protonenproduktion.

Auf mögliche Gründe dieses exzessiven Humusabbaus kann in diesem Rahmen nur stichwortartig eingegangen werden. Die naheliegende Möglichkeit waldwirtschaftlicher Ursachen muss schon deshalb abgelehnt werden, weil der Humusabbau auch dort beobachtet werden konnte, wo seit 1969 keine oder keine intensive Nutzung erfolgte. Vielmehr dürfte ein Komplex von waldexternen Ursachen zu einer Zunahme des Verhältnisses zwischen Humusabbau und -bildung i.w.S. geführt haben.

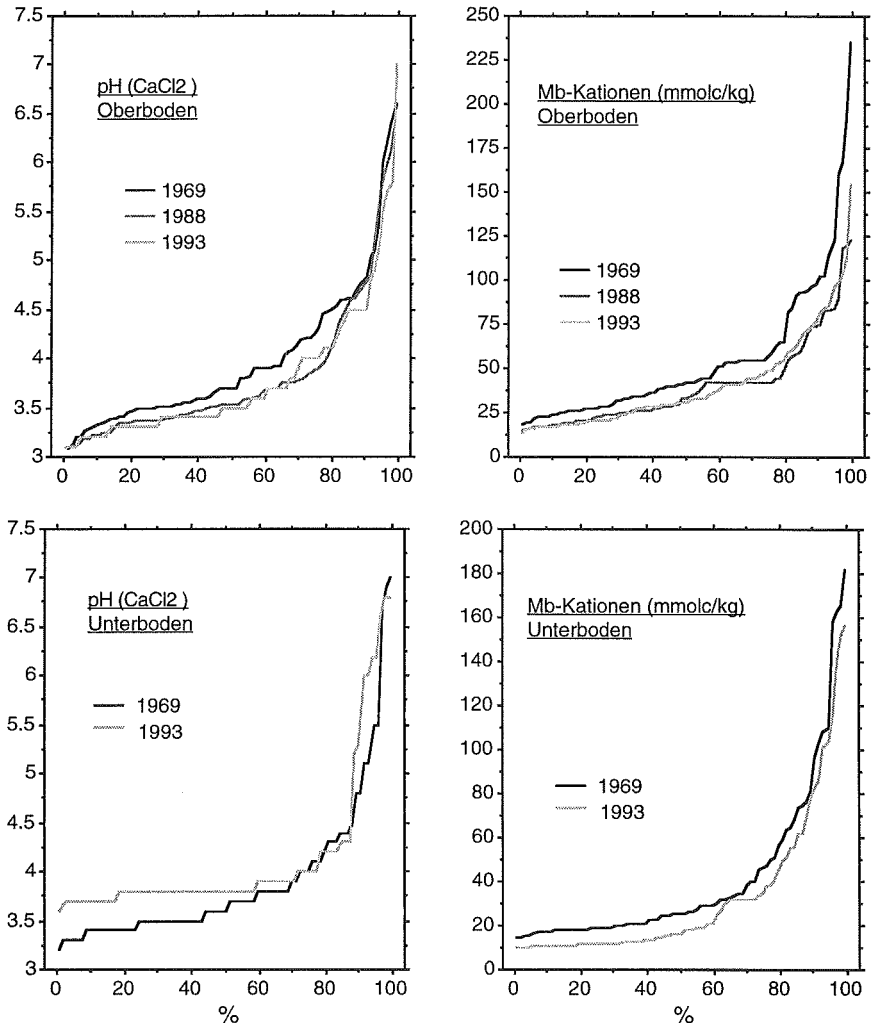


Fig. 2. Perzentil-Verteilungen für pH-Wert und Mb-Kationen in den Jahren 1969, (1988) und 1993

Von Bedeutung sind die im Zusammenhang mit der erhöhten Azidizität vermehrt auftretenden Al-Chelate, deren Bildung zur Blockierung der Huminstoffsynthese führen kann. Ein unter Umständen sehr wesentlicher Einfluss kommt den Wechselwirkungen zwischen der Humusdynamik und den im Raum Möhlin immissionsbedingt erhöhten F-Gehalten (POLOMSKI et al., 1982) sowie den seit 1969 steigenden und abbaufördernden NH_4^+ -Einträgen (Fig. 4) zu. Als disponierender Faktor sei zudem die gegenüber dem langjährigen Mittel (1901-1960) zwischen 1969 und 1993 im Raum Rheinfeld-Möhlin erfolgte Erhöhung der Jahresmitteltemperatur um $0,8^\circ\text{C}$ erwähnt, welche sich beschleunigend auf den Mineralisierungsprozess ausgewirkt haben könnte.

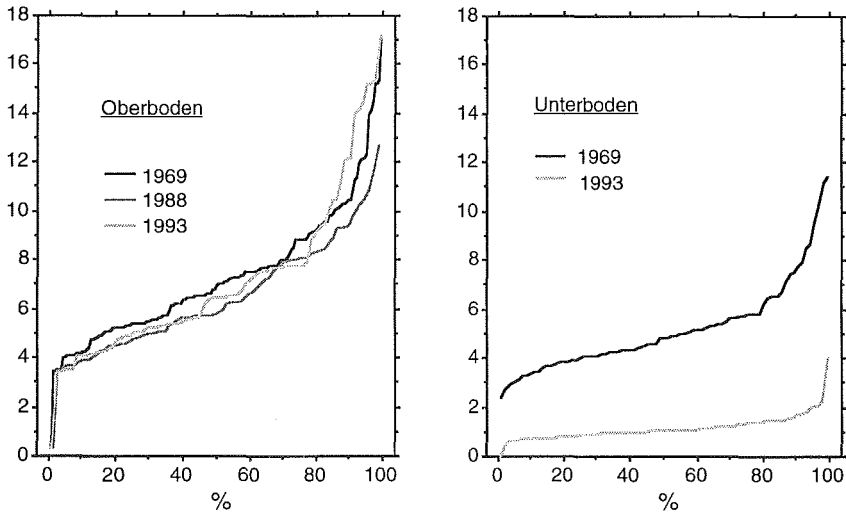


Fig. 3. Perzentil-Verteilungen für org. C (%) in den Jahren 1969, (1988) und 1993

3.3. Modellierung des Sickerwasserchemismus 1969 - 1993

Für den Zeitraum 1969-1993 bestehen im Untersuchungsgebiet keine systematischen Sickerwassermessungen. Die Rekonstruktion des Sickerwasserchemismus wurde deshalb mit Hilfe des biogeochemischen Simulationsprogramms STEADYQL (FURRER et al. 1989 und 1990) nachvollzogen. Diese Rekonstruktion war trotz einer relativ guten Datengrundlage mit einigen Schwierigkeiten verbunden:

- Die zeitliche Veränderung der Depositionsfrachten ist nicht im Detail bekannt, da kein Depositions-Monitoring-Programm für diese Zeitperiode existiert. Die Depositionsfrachten konnten aber indirekt über bestehende Immissionsmessungen, Angaben zur Viehdichte, etc. annäherungsweise rekonstruiert werden (Fig. 4).
- Ein weiterer heikler Punkt besteht darin, dass die Kinetik diverser biologischer Prozesse sowie der Mineralverwitterung nur in ihren Ansätzen bekannt ist. Die breite Palette an Mineralverwitterungskonstanten in der Literatur zeigt, mit welchen Unsicherheiten eine solche Rekonstruktion behaftet sein kann. Mehrere Parameter dieser Prozesse mussten iterativ über die "Eichung" des Programms gegenüber bekannten Systemeigenschaften "erraten" werden.

Die chemische Veränderung der Bodenmatrix während den letzten 24 Jahren ist durch das Bodenarchiv gut dokumentiert. Dies ermöglichte es, das biogeochemische Modell STEADYQL an einer wirklichen Situation zu "eichen".

Das Eichen zeigte, dass wichtige Konstanten, wie beispielsweise Mineralverwitterungskonstanten oder Konstanten für biologische Prozesse, während der Periode 1969 - 1993 alles andere als konstant blieben. Die Variation der Mineralverwitterungskonstanten war zudem mineral-spezifisch. Die Modellierung der Sickerwasserzusammensetzung nur aus unabhängigen Bodeneigenschaften (wie es häufig leider vorgenommen wird) wie etwa der Mineralzusammensetzung oder einigen physikalischen Aspekten muss deshalb als problematisches Vorgehen gewertet werden.

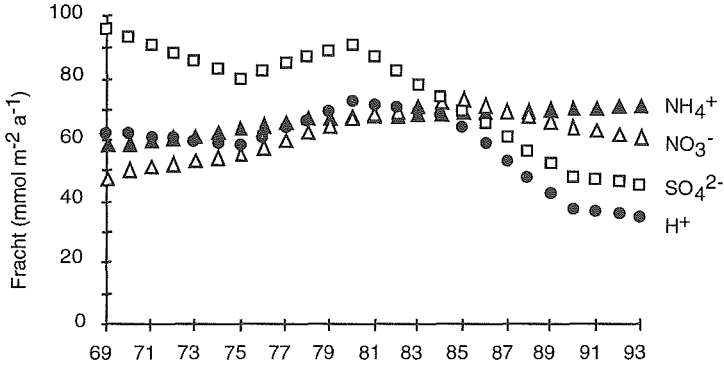


Fig. 4. Zeitliche Veränderung der Depositionsfrachten.

Die durchgeführten Berechnungen ergeben nun, dass sich der Sickerwasserchemismus (H^+ und Al^{3+}) des Standortes "Seeliboden" während den letzten 24 Jahren nur relativ wenig geändert hat (Fig. 5). Je nach Wahl des Szenarios berechnen sich für H^+ und Al^{3+} im Sickerwasser geringfügige bis mässige Konzentrationsänderungen für die gewählte Zeitspanne. Die höchsten Konzentrationen an H^+ und Al^{3+} errechneten sich für Ende der 70er und anfangs der 80er Jahre. Die Konzentrationen an organischen Komplexverbindungen mit Al waren während dieser Zeit vermutlich deutlich erniedrigt, bedingt durch einen Flockungseffekt erhöhter Al^{3+} - Gehalte (EGLI, 1995).

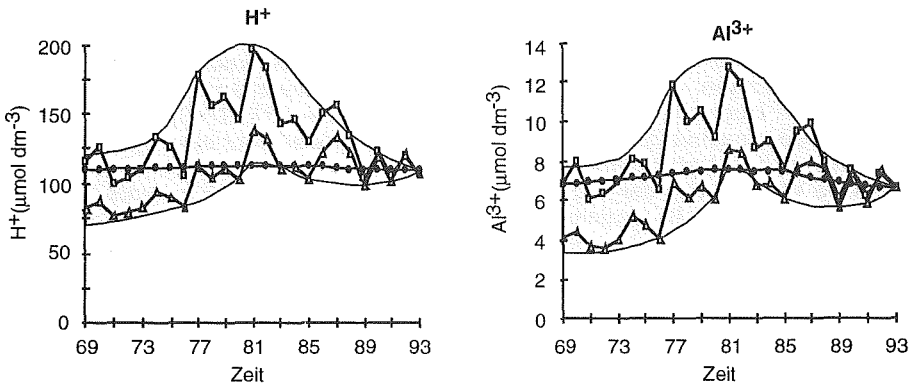


Fig. 5. Berechnete Konzentrationsänderungen (mögliche Bandbreite) an H^+ und Al^{3+} in 20 cm Tiefe (Standort "Seeliboden") für die Zeitspanne 1969 - 1993, dargestellt mittels mehreren Berechnungsvarianten.

Dramatische Veränderungen des Sickerwasserchemismus (im Oberboden) sind auch in Zukunft nicht zu erwarten: einerseits schreitet die Versauerung des Bodens aufgrund der hohen Pufferkapazität des Bodens (Al-Puffer) momentan nur sehr langsam voran und andererseits benötigt eine pH-Abnahme in bereits stark sauren Böden eine viel höhere Protonenbelastung als ein Boden im neutralen bis schwach sauren Bereich, damit sich eine entsprechende Versauerung überhaupt manifestiert. Daraus kann aber nicht abgeleitet werden, dass das betrachtete System jeglichem Säurestress gewachsen ist! Die Pufferrate im Boden im Bereich des *Hauptwurzelraums* ist viel zu niedrig. Nur rund 35 - 40% der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Säuren (und somit aus meist anthropogenen Quellen stammend) werden abgepuffert (EGLI, 1995). D.h., die Bodenversauerung schreitet momentan vor allem in die Tiefe (Richtung Grundwasser) fort und bewirkt dort zunehmende Veränderungen.

3.4. Protonenbelastung

Für das Untersuchungsgebiet Möhlin liegt eine breite Datenbasis über Depositions-, Sickerwasser- und Waldbewirtschaftungsdaten (AFFOLTER, 1995) vor, welche die Berechnung einer Gesamt-Protonenbelastung erlauben (Fig. 6). Daraus lassen sich die folgenden Versauerungsbeiträge ableiten.

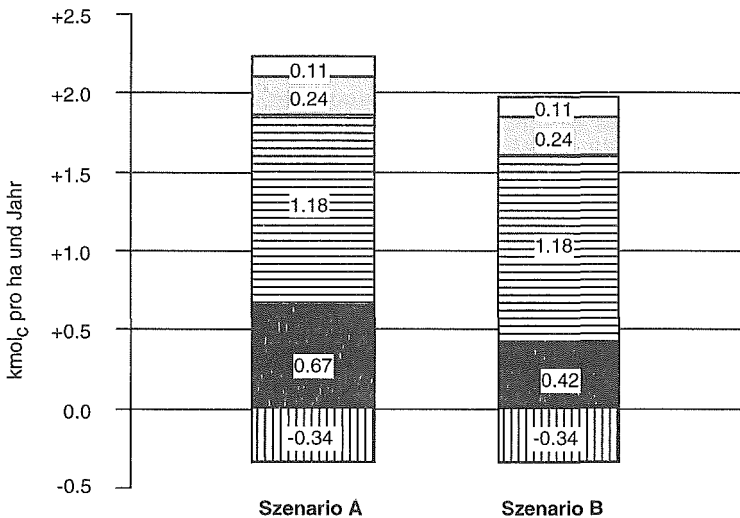


Fig. 6. Aktuelle Versauerungsbeiträge, aufgegliedert nach Prozessen (□, H⁺ Fluss im Bestandesniederschlag; ▨, H⁺ Pufferung im Kronenraum; ▨, H⁺ Produktion durch N-Umsatz (vorwiegend Nitrifikation); ■, Export von Kationenüberschuss durch Holzernte; ▨, H⁺ Produktion durch S-Umsatz (überwiegend Adsorption von SO₄²⁻)) und in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsmethode (Szenario A = Ohne Entrindung; Szenario B = mit Entrindung der Nadelhölzer).

Untersuchungen vor allem im deutschen Raum belegen, dass die Waldbewirtschaftung einen wesentlichen Beitrag zur Bodenversauerung leisten kann (ULRICH, 1991). Was die Schweiz anbelangt, wurden bis anhin praktisch keine Untersuchungen dieser Art durchgeführt. Der grösste Beitrag wird durch den N-Umsatz im Ökosystem ausgemacht. Einen signifikanten Einfluss auf die Bodenversauerung hat zudem der Export von

Biomasse, dessen Betrag je nach Bewirtschaftungsmethode (ohne resp. mit Entrindung der Nadelbäume) unterschiedlich ausfällt.

4. Schlussfolgerungen

Auf der Suche nach einer kausalen Wirkungskette der Bodenversauerung stösst man unweigerlich auf die Faktoren "Atmosphärische Deposition", "Waldbewirtschaftung" und "bodeninterne Säureproduktion".

- Die aktuellen Stoffflussberechnungen belegen, dass die Belastung von Waldökosystemen mit Stickstoff und Säuren viel zu hoch ist. Die atmosphärische Deposition starker Säuren übersteigt das Neutralisierungsvermögen des Bodens im Hauptwurzelsbereich (bis ca. 50 cm Tiefe) um den Faktor 2,5. Das würde heissen, dass die Emissionen von säurebildenden Substanzen um einen Faktor 2,5 reduziert werden müssten, damit bereits saure Ökosysteme nicht zusätzlich beeinträchtigt werden.
- Der Beitrag der Waldbewirtschaftung an die Bodenversauerung ist recht beträchtlich, kann aber durch geeignete Massnahmen etwas reduziert werden. Wird die Borke von den Bäumen abgeschält und dem Waldboden wieder zugeführt, so reduziert sich der Versauerungsbeitrag der Waldbewirtschaftung signifikant.
- Bodenversauerung ist, wie allseits bekannt, auch ein natürlicher Vorgang. Die Entkoppelung von Produktion von Biomasse und Mineralisierung ist eine wesentliche Quelle der bodeninternen Versauerung. Überwiegt die Mineralisierungsrate die Produktionsrate, so können grosse Mengen an starken Säuren freigesetzt werden. Der Waldboden befand sich zw. 1969 und 1993 in der sog. Humus-Disintegrations-Phase, d.h. es wurde mehr Biomasse mineralisiert als produziert. Der beobachtete Humuschwund ist möglicherweise eine Folge der kombinierten Einwirkung von anhaltend hohen N-Depositionen (EGLI, 1995), erhöhten F-Gehalten im Boden sowie gestiegenen Jahresmitteltemperaturen.

Literatur

- Affolter, R. 1995. *Basenexport und Bodenversauerung durch Holzbewirtschaftung*. Diplomarbeit Univ. Zürich, in Vorbereitung.
- Burri, A. in Vorb. *Mittelfristige Veränderung bodenchemischer Parameter unter besonderer Berücksichtigung der Bodenazidität*. Diss. Univ. Zürich, in Vorbereitung.
- Egli, M. 1995. *The influence of increased NH_4^+ deposition rates on aluminium chemistry and alkalinity in the percolate of acid soils*. Ph. D. thesis, University of Zürich, Zürich.
- Fitze, P., Burri, A., Achermann, M., Kuhn, N. Polomski, J. 1991. Bodenversauerung. *Bulletin BGS*, **15**, 41-52.
- Furrer, G., Westall, J. & Sollins, P. 1989. The study of soil chemistry through quasi-steady-state models: I. Mathematical definition of the model. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **53**, 595-601.
- Furrer, G., Sollins, P. & Westall, J.C. 1990. The study of soil chemistry through quasi-steady-state models: II. Acidity of soil solution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **54**, 2363-2374.
- Polomski, J., Flühler, H., Blaser, P. 1982. Fluoride-induced mobilization and leaching of organic matter, iron and aluminium. *J. Environ. Qual.* **11**, 452-456.
- Ulrich, B. 1991. An ecosystem approach to soil acidification. In: *Soil acidity* (eds. B. Ulrich & M.E. Sumner), pp. 28-79. Springer Verlag, Berlin.



