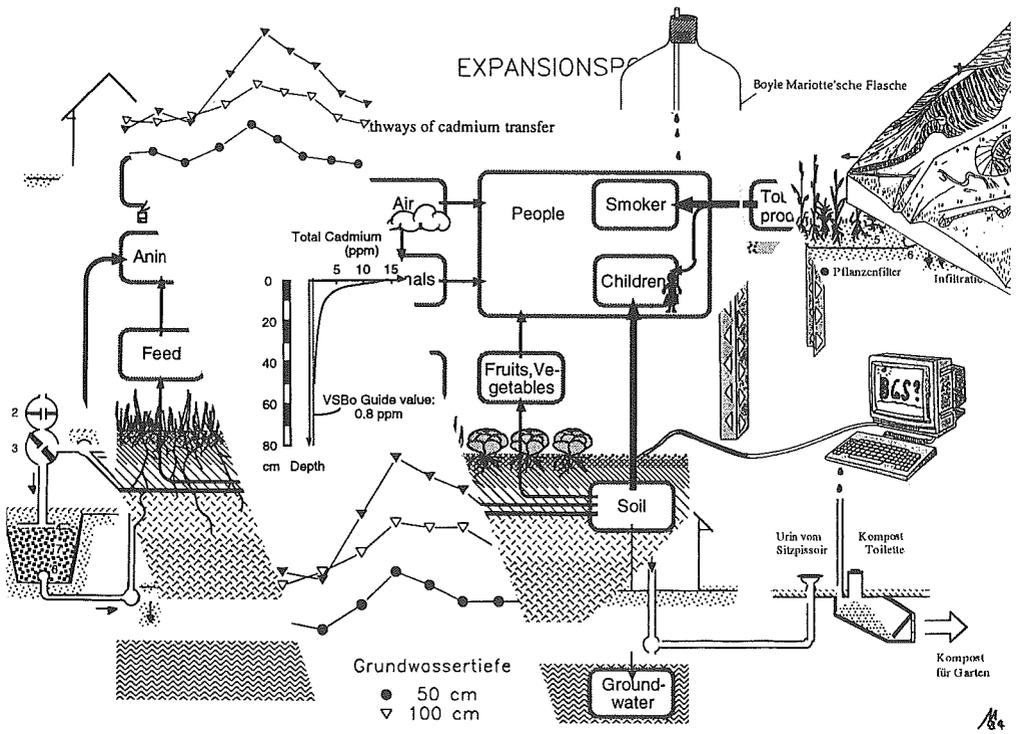


AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ

Symposium der BGS
 anlässlich der Jahresversammlung
 der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
 vom 23. September 1993 in Verbier





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

DOKUMENT 5

AKTUELLE BODENFORSCHUNG IN DER SCHWEIZ

**Symposium der BGS
anlässlich der Jahresversammlung
der Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften
vom 23. September 1993 in Verbier**

**Juris Druck und Verlag
Dietikon 1994**

**Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz
Société Suisse de Pédologie**

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

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 05365 4

Copyright: 1994 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

Inhaltsverzeichnis

Vorwort P. Germann	5
Auswirkungen biologisch-dynamischer, organisch-biologischer und konventioneller Bewirtschaftungssysteme auf bodenmikrobiologische Parameter (DOK-Langzeitversuch) P. Mäder, L. Pfiffner, U. Niggli, W. Jäggi, A. Wiemken und J.-M. Besson	7
Die Verbreitung von quellfähigen Tonböden in der Nordwestschweiz M. Treina	9
Austrag von erosiv transportiertem Bodenmaterial und verfrachteten Nährstoffen in Vorfluter und kommunale Abwässer W. Rohr	13
Einfluss unterschiedlicher Anbauintensitäten auf Regenwurmbesatz und Erodierbarkeit eines Lössbodens der NW-Schweiz S. Siegrist, D. Schaub, L. Pfiffner und A. Berner	19
Mass flux analysis for assessing exposure of humans and animals to heavy metals from soils G. Geiger und R. Schulin	25
Messung und Modellierung der Wasseraufnahme von Wurzeln U. Schmidhalter	31
Naturnahe Bodenfilter-Kläranlage B. Züst	37
Partikelwanderung in Böden D. Riesen	41
Sanfte Sanierungsmethoden für schwermetallbelastete Böden R. Krebs, B. Lothenbacher, S. Gupta, G. Furrer und R. Schulin	47
Veränderungen der oberen Waldgrenze im Holozän W. Tinner	53
Wasseraufnahme von Wurzeln bei räumlich heterogener Wasserverteilung U. Schmidhalter	59

Vorwort

Mit diesem BGS-DOKUMENT/DOCUMENT SSP werden die Kurzfassungen der meisten Poster und Vorträge verbreitet, welche am BGS-Symposium

Aktuelle Bodenforschung in der Schweiz

im Rahmen der 173. Jahresversammlung der *Schweizerischen Akademie der Naturwissenschaften, SANW*, am 23. September 1993 in Verbier zu sehen und zu hören waren. Es ist die Absicht dieser Publikation, auf laufende Projekte aufmerksam zu machen. (Zur Veröffentlichung wissenschaftlicher Arbeiten in extenso sind die fachspezifischen Zeitschriften vorgesehen.) Als Vorbild für diese Art der rasch erscheinenden, gesellschafts-internen Publikation dienten die Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft.

Dieses BGS-DOKUMENT/DOCUMENT SSP ist ein Produkt des neu gestalteten Jahresablaufes im Leben unserer Gesellschaft. Einerseits werden an der Frühjahrstagung, welche mit der Hauptversammlung verbunden ist, spezifische Themen behandelt, die sowohl Praktiker wie Wissenschaftler ansprechen sollen. Andererseits soll die BGS-Veranstaltung im Herbst im Rahmen der SANW-Jahresversammlung vor allem dem wissenschaftlichen Gedankenaustausch gewidmet sein, wobei die Beteiligung der aktivsten Forscherinnen und Forscher, nämlich der *Doktorandinnen* und *Doktoranden*, besonders erwünscht ist. Zudem möchten wir Bodenkundler auch mit anderen Disziplinen Bekanntschaften schliessen. Ansätze dazu waren in Verbier bereits zu erkennen. Ich möchte vor allem die Mitglieder französischer und italienischer Sprache einladen, sich an den folgenden derartigen Veranstaltung zu beteiligen.

Ich danke den Beitragenden für ihre Disziplin im Beachten der zeitlichen und gestalterischen Vorgaben. Damit ist mit relativ geringem Aufwand ein einigermaßen einheitliches Erscheinen der Broschüre in vernünftiger Zeit erreicht worden. Auch danke ich Moritz Müller für seine kompetente Beratung und Mitarbeit.

Bolligen, den 25. November 1993

Peter Germann

**DIE NÄCHSTE SANW-TAGUNG FINDET STATT VOM
5. BIS 8. OKTOBER 1994 IN IN AARAU .**

Auswirkungen biologisch-dynamischer, organisch-biologischer und konventioneller Bewirtschaftungssysteme auf bodenmikrobiologische Parameter (DOK-Langzeitversuch)

P.Mäder, L.Pfiffner und U.Niggli, Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL),
Bernhardsberg, CH-4104 Oberwil

W.Jäggi, Eidg. Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau,
Reckenholzstr. 119/211, CH-8046 Zürich

A.Wiemken, Botanisches Institut, Universität Basel, Hebelstr. 1, CH-4056 Basel

J.-M.Besson, Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC),
Schwarzenburgstr. 155, CH-3097 Liebefeld

In einem Langzeitversuch in Therwil nahe Basel (Schweiz) wurden im 13. beziehungsweise 14. Versuchsjahr die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungssysteme auf die Mikroorganismen untersucht. Die Erhebungen wurden im sogenannten DOK-Versuch durchgeführt, in welchem die 3 Anbausysteme biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell parzellenweise in einer einheitlichen 7-jährigen Fruchtfolge miteinander verglichen werden. Als Kontrollvarianten werden ein ungedüngtes Verfahren mit biologisch-dynamischer Pflege und ein ausschliesslich mineralisch gedüngtes Verfahren mit konventionellem Pflanzenschutz geführt.

Folgende bodenmikrobiologische Messungen wurden 1990 und 1991 in Winterweizenparzellen vorgenommen: Mikrobielle Biomasse, geschätzt aufgrund substratinduzierter Respiration (SIR) und ATP-Gehalt, Bodenatmung, Aktivität von 5 verschiedenen Enzymen (Dehydrogenase, Katalase, Protease, alkalische Phosphatase und Saccharase) sowie Stickstoff-Mineralisierung und Zelluloseabbau. Zudem wurde die Mykorrhizierung der Weizenwurzeln bestimmt.

Zu allen 8 Untersuchungszeitpunkten in den Jahren 1990 und 1991 zeichneten sich beide biologischen Anbauverfahren sowohl durch eine höhere mikrobielle Biomasse als auch durch höhere Enzymaktivitäten aus. Das ungedüngte und das mineralisch gedüngte Kontrollverfahren wiesen die tiefsten Werte auf, das konventionelle System nahm eine Mittelstellung ein. Als sehr sensibler Parameter zur Differenzierung der Anbausysteme stellte sich die Dehydrogenase heraus, welche die Gesamtaktivität der Mikroorganismen erfasst. Zelluloseabbau und Stickstoff-Mineralisierung waren mit wenigen Ausnahmen in

allen Anbausystemen ungefähr gleich intensiv. Der Mykorrhizierungsgrad war bei den biologischen Verfahren sowie im ungedüngten Verfahren höher als beim konventionellen und beim mineralisch gedüngten Verfahren.

Die mikrobielle Biomasse (SIR) korrelierte mit $r > 0.64$ mit dem pH-Wert sowie dem C_t - und N_t -Gehalt des Bodens. Ein verfahrensabhängiger Quotient: C-Mineralisierung zur mikrobiellen Biomasse (CO_2-C/C_{mik}), lässt vermuten, dass es aufgrund der unterschiedlichen Bewirtschaftung zu einer Veränderung der mikrobiologischen Verhältnisse oder möglicherweise zu einer Verschiebung in der Population der Mikroorganismen gekommen ist.

Als mögliche Ursachen für die gemessenen Unterschiede kommen sowohl Menge als auch Form der ausgebrachten Düngemittel sowie Nebenwirkungen von Pflanzenschutzmassnahmen in Betracht.

Literatur:

Besson, J.-M. und Niggli, U., 1991: DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. I. Konzeption des DOK-Versuches: 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung*, 31: 79-109.

Mäder, P., Pfiffner, L., Jäggi, W., Wiemken, A., Niggli, U. und Besson, J.-M., 1993: DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-dynamisch, organisch-biologisch und konventionell. III. Boden: Mikrobiologische Untersuchungen. *Schweizerische Landwirtschaftliche Forschung*, im Druck.

Die Verbreitung von quellfähigen Tonböden in der Nordwestschweiz

Michael Treina, Könizstrasse 83,
3008 Bern

Risikobeurteilung der Folgen einer Klimaveränderung auf die Böden in der Schweiz

Zusammenfassung

Verschiedene WissenschaftlerInnen sagen für die nächsten Jahrzehnte eine markante Klimaveränderung voraus. Einige (Bolin et al. 1989) gehen davon aus, dass in den gemässigten Breiten generell mit einem wärmeren Klima, längeren Trockenperioden und heftigeren Niederschlagsereignissen zu rechnen ist. In Gebieten mit vertisolähnlichen, quellbaren Tonböden hätte ein derartiger Klimawandel einschneidende Konsequenzen. Einerseits sind ausgetrocknete Tonböden so hart, dass sie ackerbaulich kaum mehr zu bearbeiten sind, und andererseits können sie bei Regen anfänglich nur sehr langsam Wasser aufnehmen, was zu hohen Abflussspitzen im Vorfluter und damit zu Überschwemmungen führen kann. In Sinne einer Risikobeurteilung wurden von der Universität Bern die Böden der Nordwestschweiz systematisch auf ihre Quellfähigkeit hin untersucht. Aus den Resultaten geht hervor, dass quellbare Tonböden im Jura gehäuft auftreten und dort im Falle der erwähnten Klimaveränderung ein beachtliches Risikopotential vorliegt.

Einleitung

Im Rahmen eines Nationalfondsprojektes untersucht die Abteilung Bodenkunde des geographischen Institutes der Universität Bern die Auswirkungen einer möglichen Klimaveränderung auf das hydrologische Verhalten der Böden in der Schweiz. Direkt im Feld werden längere Trockenperioden und stärkere Niederschläge simuliert und die Folgen auf das Abflussverhalten in situ analysiert. Für diese Feldversuche kommen nur Böden in Frage, die auf einen veränderten Wasserhaushalt innert Kürze klare Strukturveränderungen zeigen. Besonders geeignet sind daher quellbare Tonböden, weil sie auf anhaltende Trockenheit mit einer Verhärtung und Volumenverminderung der Bodenmatrix (shrink and swell) reagieren, was zur Ausbildung von makroporenartigen Trockenrissen führt. In wechselfeuchten Klimaten prägen sich diese Böden besonders gut aus und werden dort als Vertisole bezeichnet. Die genannten Strukturveränderungen wirken sich sofort auf das Infiltrations- und Abflussverhalten aus und führen bei Starkregenerereignissen zu Überschwemmungen, weil die harten und Spalten aufweisenden Böden die Niederschläge weder aufnehmen noch zurückhalten können. Da über die Verbreitung von quellfähigen Tonböden in der Schweiz bisher keine systematischen Untersuchungen vorlagen, wurde deren Verbreitung in der gesamten Nordwestschweiz abgeklärt.

Methodik

Um die quellbaren Tonböden in der Schweiz zu finden, mussten ihre wichtigsten Merkmale und Voraussetzungen bestimmt werden. Typisch für quellbare Tonböden sind (Oakes et al. 1950) der hohe Tongehalt (>35%), der hohe Gehalt an Quelltonmineralen (z.B. Smectit), der neutrale pH-Wert und die Fähigkeit mit variierendem Wassergehalt das Volumen zu ändern. Anhand dieser Parameter lässt sich die Verbreitung der gesuchten Böden eingrenzen. Mit Hilfe eines geographischen Informationssystems wurde die digitale Bodeneignungskarte der Schweiz (Frei et al. 1980) so bearbeitet, dass daraus die potentielle Verbreitung aller Tonböden ersichtlich wird (Abb. 1). Weiter bringt die geologisch-mineralogische Fachliteratur Quelltonminerale hauptsächlich mit mesozoischen Sedimenten - insbesondere mit nichtmetamorphen Mergelkalken - in Verbindung. Geht man davon aus, dass das Muttergestein die Tonzusammensetzung des Bodens beeinflusst, ist auf diesen Mergeln vermehrt mit quellbaren Tonböden zu rechnen. Für Kalksedimente spricht zudem ihre pH-stabilisierende Wirkung auf den darüberliegenden Boden.

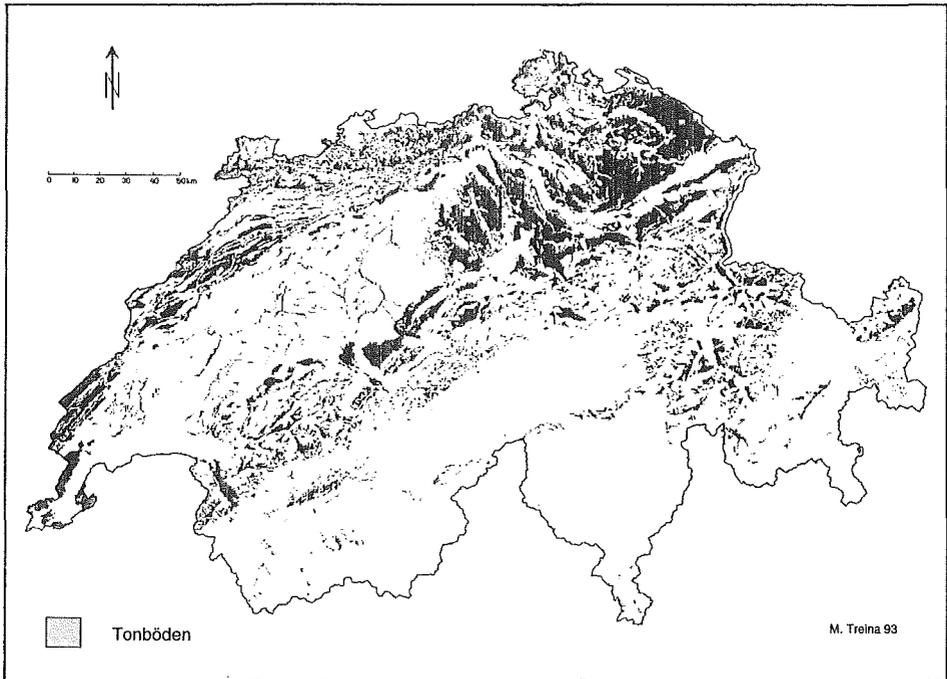


Abbildung 1: Die potentielle Verbreitung der Tonböden in der Schweiz
Quelle: Bodeneignungskarte der Schweiz, modifiziert

Aus der Überlagerung der geologischen Informationen mit der potentiellen Verbreitung der Tonböden wurde ein Feldplan für die gesamte Nordwestschweiz (14'000 km²) erstellt, welcher auf der Fläche der ausgewiesenen Tonböden systematisch alle wichtigen geologischen Einheiten einschliesst, aber schwerpunktmässig mesozoische Mergelkalke berücksichtigt. In einer mehrmonatigen Feldphase wurden an 209 Orten tonreiche Bodenproben entnommen und im Labor auf ihre Quellfähigkeit hin untersucht. Dabei kam die Methode von Schafer und Singer (1976) zur Anwendung. Sie beruht auf der linearen Schrumpfung von 10-Millimeter-dicken, wassergesättigten Erdstäbchen, die bei der Trocknung je nach Quellungspotential schrumpfen. Ab 9 Prozent linearer Schrumpfung kann danach ein Boden als quellfähig angesehen werden (Buol et al. 1989). Mittels Röntgenbeugung wurde anhand einer kleinen Stichprobenzahl verifiziert, ob in den quellfähigen Proben Quelltonminerale vorkommen.

Resultate

Aus den Laborresultaten geht hervor, dass die Bodenproben auf den älteren mesozoischen Sedimenten weitaus am quellfähigsten sind (Abb. 2). Etwa 75 Prozent aller quellbaren Bodenproben liegen auf den Einheiten Malm, Dogger, Lias und Trias. Mehr als die Hälfte der Proben auf jeder dieser Einheiten weist eine lineare Schrumpfung von über 9 Prozent auf. Auf den Einheiten Quartär und Flysch sowie auf den Molassesedimenten liegen die Werte deutlich tiefer. Auf der jüngsten mesozoischen Einheit, der Kreide, finden sich zwar quellbare Tonböden, aber sie sind nicht sehr verbreitet.

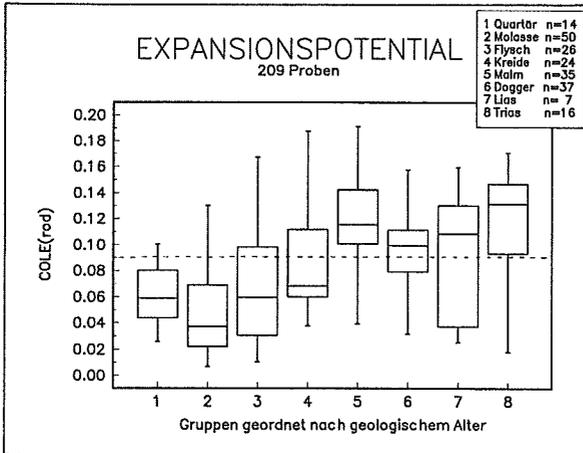


Abbildung 2: Die Quellfähigkeit der Bodenproben nach geologischem Untergrund. Das Kistendiagramm stellt die 25%-, 50%- und 75%-Quantile dar. COLE = coefficient of linear extensibility, ab 0.09 gelten Böden als quellfähig. n = Anzahl Bodenproben.

Analysiert man die Bodenproben zusätzlich noch nach ihrer Zugehörigkeit auf der digitalen Bodeneignungskarte, zeigt sich, dass über 70 Prozent der quellfähigen Proben auf einige wenige Bodenklassen im Gebiet des Juras fallen. In diesen Bodenklassen sind 50 bis 90 Prozent der Stichproben quellfähig. Die betreffenden Flächen der Bodeneignungskarte sind in Abbildung 3 kartographisch dargestellt und belaufen sich auf 10 Prozent der gesamten Untersuchungsfläche. Die Auswertung der Röntgenbeugung von 7 quellfähigen Bodenproben hat in allen Fällen einen hohen Quelltonmineralgehalt (Smectit) bestätigt.

Diskussion

Im untersuchten Gebiet, das 34 Prozent der schweizerischen Landesfläche ausmacht, werden auf einem Flächenanteil von 10 Prozent quellfähige Böden vermutet. Da auf mindestens der Hälfte dieser Flächen mit quellbaren Tonböden zu rechnen ist, ergibt sich daraus ein Gesamtareal von wenigstens 700 km². Somit sind quellbare Böden in der Nordwestschweiz ein flächenmässig verbreitetes Phänomen. Im untersuchten Perimeter liegen sie fast ausschliesslich im Jura. Dass man sich dieser Tatsache nicht unbedingt im klaren ist, hängt damit zusammen, dass diese Böden in ihrer Charakteristik bisher nicht deutlich in Erscheinung traten, weil die hohen und regelmässigen Niederschläge die Ausbildung von Trockenrissen verhindert haben. Eine gravierende Klimaveränderung in Richtung längerer Trockenperioden könnte sich im Jura also einschneidend auf die Abflussbildung auswirken und vermehrt zu Überschwemmungen führen. Weiter haben die Resultate gezeigt, dass Quelltonminerale (Smectit) in den Böden genau dort auftreten, wo das Ausgangsgestein einen

hohen Quelltongehalt aufweist. Damit wird klar, dass der Quelltongehalt in den untersuchten Böden vorwiegend vom Muttergestein herrührt und pedogenetische Prozesse eine sekundäre Rolle spielen.

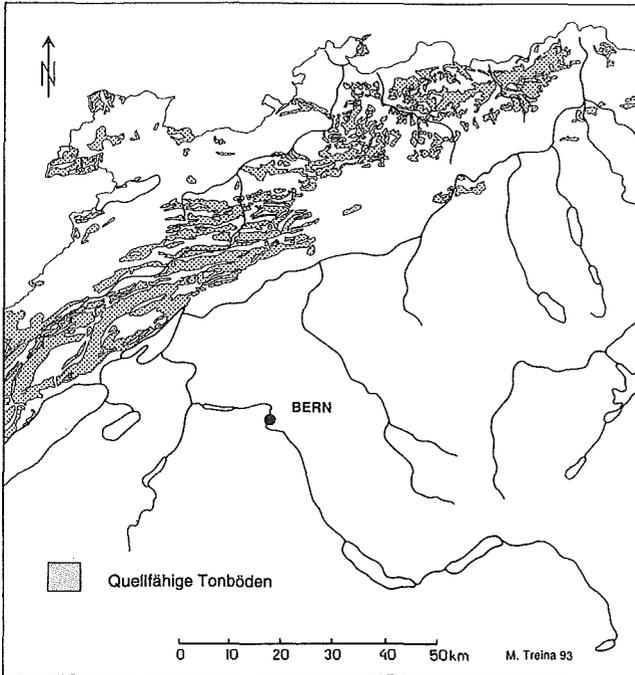


Abbildung 3: Die Verbreitung der quellfähigen Tonböden in der Nordwestschweiz
Quelle: Bodeneignungskarte der Schweiz, modifiziert

Literatur

- Bolin, B., Döös, B., Jäger, B. & Warrick, R., 1989: The greenhouse effect, climatic change and ecosystems. John Wiley and Sons. Chichester.
- Buol, S., Hole, F. & McCracken, R., 1989: Soil genesis and classification. Iowa State University Press. Ames, Iowa. Third edition.
- Frei, E., Vökt, U., Flückiger, R. & Brunner, H., 1980: Bodeneignungskarte der Schweiz. Massstab 1: 200'000. Bundesamt für Raumplanung. Bern.
- Oakes, H. & Thorp, J., 1950: Dark-clay soils of warm regions variously called Rendzina, Black Cotton Soils, Regur and Tirs. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 15: 347-354. Madison, Wisconsin.
- Schafer, W. & Singer, M., 1976: A new method of measuring shrink-swell potential using soil pastes. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 40: 805-806. Madison, Wisconsin.
- Treina, M., 1993: Die Verbreitung von quellbaren Tonböden in ausgewählten Gebieten der Schweiz. Diplomarbeit am Geographischen Institut der Universität Bern.

Austrag von erosiv transportiertem Bodenmaterial und verfrachteten Nährstoffen in Vorfluter und kommunale Abwässer

Werner Rohr

Adresse des Verfassers:

Firma GEOTEST
Birkenstrasse 15
3052 Zollikofen/Bern

1. Einleitung

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des Projektes "Bodenerosion im schweizerischen Mittelland" (NFP 22 "Boden", Schweizerischer Nationalfond und Geographisches Institut der Universität Basel). Die Arbeiten im Untersuchungsgebiet Seedorf-Grossaffoltern-Rapperswil hatten folgende Zielsetzung:

1. Messung der Kubaturen des tatsächlich abgetragenen Bodenmaterials auf Ackerflächen
2. Erfassung und Bewertung der Hauptursachen der Bodenerosion
3. Bilanzierung des Gebietsabtrages
4. Vorschlag von Gegenmassnahmen

Die Arbeiten erfolgten während der Jahren 1986 bis 1990 in den drei Gemeinden Seedorf, Grossaffoltern und Rapperswil. Das Untersuchungsgebiet liegt südöstlich von Lyss (zwischen Bern und Biel).

2. Zielsetzung und Methodik

Der vorliegende Beitrag behandelt zwei Fragen:

a) Wieviel Bodenmaterial und Nährstoffe werden aus Ackerflächen durch erosive Prozesse ausgetragen und gelangten in Bäche und über Strassenentwässerung ins kommunale Abwassersystem? Welches sind die Erosionsbedingungen?

b) Wie gross kann eine jährliche Material- und Stoffbelastung aus einem einzelnen, zusammenhängenden landwirtschaftlichen Gebiet sein? Und wie gross kann eine solche Belastung durch ein einzelnes Extremereignis sein?

Die eingesetzten Feld-, Labor- und Auswertungsmethoden sind eingehend an anderer Stelle beschrieben worden (MOSIMANN et al. 1990, ROHR et al. 1990, ROHR 1994).

3. Ergebnisse

3.1 Bodenerosion - ein variabler, landschaftsökologischer Prozess

Die jährlich sich verändernden Faktoren Witterungsverlauf und landwirtschaftliche Nutzung bewirken, dass das Ausmass der Erosionsschäden erheblichen, jährlichen Schwankungen unterworfen ist. Für das Kartiergebiet "Wiler" betrug die Schwankungsbreite der erosionsgeschädigten Flächenanteile zwischen 25 Prozent (1987) und 5 Prozent (1989).

Die einzelnen Messjahre können folgendermassen charakterisiert werden:

Das Jahr 1987 wies - bei einem Jahresniederschlag von 982 mm - erhöhte Monatsniederschläge und eine erhöhte Anzahl der Ereignisse im Mai (116 mm, n=12), Juni (206 mm, n=15) und September (172 mm, n=4) auf. Ein Hauptabtragsereignis wurde am 28./29. Februar beobachtet, als ein Dauerregen auf teilweise gefrorenem Boden ausgedehnte Erosionsschäden auslöste. In diesem Jahr kommt es gehäuft zu Erosionsereignissen.

Das Jahr 1988 wird - bei einem Jahresniederschlag von 1098 mm - durch zwei extreme Niederschlagsereignisse im Mai (57 mm in 60 Min., R-Faktor 155 N/h) und im Juni (48 mm, R-Faktor 111 N/h) dominiert. Die Erosionsschäden sind aufgrund des wolkenbruchartigen Regens lokal begrenzt und betreffen das Untersuchungsgebiet hauptsächlich in zwei Geländekammern. Die Hauptschäden sind im Mai zu verzeichnen (geringe Bodenbedeckung).

Das Jahr 1989 ist ausgesprochen trocken (576 mm Jahresniederschlag). Es sind keine nennenswerten Erosionsereignisse zu beobachten.

Die stabilen Erosionsfaktoren - Beschaffenheit des Bodens und der Topographie und mittelfristig unveränderte landwirtschaftliche Nutzungsfaktoren wie Schlageinteilung und Fruchtfolge - bewirken, dass die untersuchten Kartiergebiete von 1987 bis 1989 unterschiedlich durch Bodenerosion geschädigt wurden.

Obwohl das Kartiergebiet "Wiler" die höchste, jährliche Schädigungsrate aufweist, sind die naturräumlichen und nutzungsbedingten Eigenschaften keineswegs extrem: die Ackerflächen (total 122 ha, mittlere Schlaggrösse 0.9 ha) liegen auf einem leicht gewellten Plateau (mittlere Hangneigung der Schläge 4.7 Prozent, mittlere erosionswirksame Schlaglänge 160 m) mit Mulden- und Kerbtälern und langgezogenen Flachrücken (max. Höhe 25 m). Von den Böden sind rund 60 Prozent normaldurchlässig, je 20 Prozent sind stauwasserbeeinflusste (pseudogleyige) und grund- und hangwasserbeeinflusste (gleyige) Böden. Die Böden sind skelettarm, im Oberboden überwiegt der sandige Lehm.

3.2 Bodenmaterial und Stoffaustrag aus Ackerflächen des Kartiergebietes "Wiler" in die Strassen- und Wegkanalisation und in den Lyssbach während des Jahres 1987

Das Niederschlagsjahr 1987 ist - im langjährigen Vergleich - keine Ausnahme. Die Gebiets- und Nutzungscharakteristik des Kartiergebietes "Wiler" ist typisch für das leicht gewellte, moränenbedeckte, tiefere Molassegebiet des schweizerischen Mittellandes (vgl. Kap. 3.1).

Das Niederschlagsjahr 1987 und die zusammenhängende Ackerfläche des Kartiergebietes "Wiler" eignen sich deshalb, um anhand der Felduntersuchungen eine Schätzung der ausgetragenen Material- und Stoffmengen durchzuführen.

Die Schätzung ist in Tab. 1 zusammengestellt. Sie basiert auf folgendem Vorgehen:

Gesamtfläche des Gebietes	120 ha
Total geschädigte Fläche	99 ha

Gesamtabtrag durch flächen- und linienhafte Erosion	
Bodenmaterial	233.7 t
Tonfraktion	32.3 t
Humus	6.1 t
Phosphor (P total)	189 kg

Gesamter Stoffaustrag ins kommunale Abwassersystem und in die Vorflut					
Austragungsort	Tonfraktion [t]	Humus [t]	Phosphor total [kg]	Kalium (CO ₂) [kg]	Kalzium (CO ₂) [kg]
Strassen- und Wegkanalisation	7.2	1.2	40.2	1.7	10.3
Vorfluter (Bach)	1.2	0.2	6.0	0.2	1.5

Tab. 1: Gesamtabtrag durch Bodenerosion aus Ackerflächen des Kartiergebietes "Wiler" (Gebietsabtrag) und berechneter Stoffaustrag ins kommunale Abwassersystem und in die Vorflut des Jahres 1987

- a) Messungen der flächenhaft abgetragenen Bodenmaterial- und Stoffmengen auf Ackerflächen
- b) Ausmessung der linienhaft abgetragenen Bodenmaterialmengen während der Schadenskartierungen
- c) Berechnung des Gebietsabtrages
- d) Auswertung der Schadenskartierung bezüglich Depositionsmenge und -ort des sedimentierten Bodenmaterials und der Fließwege des Oberflächenabflusses
- e) Berechnung der Austräge in Strassen- und Wegkanalisation und in die Bachläufe

3.3 Bodenmaterial- und Stoffaustrag aus zwei Geländekammern während des Extremereignisses vom Mai 1988

Die betroffenen muldenförmigen Geländekammern sind charakteristisch für das leicht gewellte moränenbedeckte Gebiet: Langgezogene, leicht geneigte Hänge mit Neigungen zwischen fünf und zehn Prozent werden seitlich durch in Fallrichtung verlaufende

Gesamtfläche des Gebietes	21.7 ha
Total geschädigte Fläche	10.0 ha

Gesamtabtrag durch flächen- und linienhafte Erosion	
Bodenmaterial	2370 t
Tonfraktion	451 t
Humus	57 t
Phosphor (P total)	1967 kg

Gesamter Stoffaustrag in Seebach					
Bodenmaterial	Tonfraktion	Humus	Phosphor total	Kalium (CO ₂)	Kalzium (CO ₂)
[t]	[t]	[t]	[kg]	[kg]	[kg]
1343	335	42	1459	47	384

Tab. 2: Bodenabtrag durch Bodenerosion aus Ackerflächen der Geländekammern und berechneter Stoffaustrag in den Seebach während des Extremereignisses im Mai 1988

Rücken begrenzt. Bei Erosionsereignissen sammelt sich das Wasser in der Mitte der Längsmulde, es kommt zu einem konzentrierten Oberflächenabfluss in Richtung des tiefsten Punktes. Die beiden betroffenen Geländekammern führten den Oberflächenabfluss unmittelbar in den Seebach.

Die Schätzung ist in Tab. 2 zusammengestellt. Sie basiert auf dem gleichen Vorgehen wie beim Kartiergebiet "Wiler".

4. Diskussion

Die 1987 und 1988 betroffenen Ackerflächen weisen - im Vergleich zum tieferen, moränenbedeckten Molassegebiet des schweizerischen Mittellandes - keine erhöhte Erosionsgefährdung auf.

Es ist deshalb bemerkenswert, dass aus einer Ackerfläche von 100 Hektaren jährlich bis zu sieben Tonnen mineralisches Bodenmaterial - vorwiegend als Tonfraktion - und bis zu einer Tonne organisches Bodenmaterial (Humus) in die Strassen- und Wegkanalisten eingetragen werden kann. Von entsprechender Bedeutung ist das Ausmass des Nährstoffeintrages.

Das Ausmass von Bodenmaterial- und Stoffeintrag durch extreme Erosionsereignisse konnte mit Deutlichkeit nachgewiesen werden: auf einer fünf Mal kleineren Fläche wird innerhalb einer Stunde das 45-fache einer Jahresfracht an Ton- und Humusfraktion in die Vorflut ausgetragen. Die mitgeführte Nährstofffracht eines fünf- bis zehn Quadratkilometer grossen Schadensgebiet führt zu einem beachtlichen Düngungsbeitrag in Fließgewässern und Seen.

Von den mitgeführten Nährstoffen waren Phosphor, Kalium und Kalzium mit genügender Sicherheit abschätzbar.

Schadstoffeinträge konnten in der vorliegenden Arbeit nicht berücksichtigt werden. Immerhin ist zu bemerken, dass jeweils die oberste Bodenschicht, in welcher die Schadstoffe konzentriert sind, durch Erosion abgetragen wird. Die Stoffe sind oft an Tonmineralien und Huminstoffe gebunden.

Literatur:

MOSIMANN Th., COLE-REES A., MAILLARD A., NEYROUD J.-A., THÖNI M., MUSY A., ROHR W. (1990): Bodenerosion im schweizerischen Mittelland, Ausmass und Gegenmassnahmen. Forschungsbericht No. 51, Nationales Forschungsprogramm Boden (NFP 22). Schweizerischer Nationalfond, Bern.

ROHR W., MOSIMANN Th., BONO R., RÜTTIMANN M., PRASUHN V. (1990): Kartieranleitung zur Aufnahme von Bodenerosionsformen und -Schäden auf Ackerflächen. Basler Beiträge zur Physiogeographie, Heft 14. Geographisches Institut der Universität Basel, Basel.

ROHR W. (1994): Bodenerosion auf Ackerflächen im tieferen, moränenbedeckten Molassegebiet des schweizerischen Mittellandes (Untersuchungsgebiet Seedorf-Grossaffoltern-Rapperswil). Dissertation am Geographisches Institut der Universität Basel, Basel (in Vorbereitung).

Einfluss unterschiedlicher Anbauintensitäten auf Regenwurmbesatz und Erodierbarkeit eines Lössbodens der NW-Schweiz

S.Siegrist¹⁾, D.Schaub¹⁾, L.Pfiffner²⁾, A.Berner²⁾

¹⁾ Geographisches Institut der Universität Basel, Forschungsgruppe Bodenerosion, Spalenring 145, CH-4055 Basel

²⁾ Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Bernhardsberg, CH-4104 Oberwil

Zusammenfassung

In dieser Arbeit wurde der Einfluss von unterschiedlicher Bewirtschaftung und unterschiedlichem Regenwurmbesatz auf bodenphysikalische Faktoren untersucht, welche die Erodierbarkeit eines Bodens beeinflussen. Die Messungen erfolgten auf den Parzellen eines langjährigen Systemvergleichsversuches (DOK-Versuch) in Therwil (BL) auf einer tiefgründigen Löss-Parabraunerde. Es wurden zwei Feldmethoden (Regenwurmhandauslese, Splasherosionsmessung) und zwei Labormethoden (Aggregatstabilitätsmessung mittels künstlicher Beregnung resp. Perkolationsmessung) angewandt. Signifikante Unterschiede zwischen den Anbauverfahren ergab die Untersuchung des Regenwurmbesatzes sowie die Messung der Aggregatstabilität mit der trennscharfen Perkolationsmethode. Weniger deutliche Unterschiede zeigten die beiden anderen Methoden, welche am ehesten das tatsächliche Geschehen im Feld widerspiegeln. Dies deutet darauf hin, dass ein durch biologische Bewirtschaftung erzielter, gefügestabilisierender Effekt durch das von Natur aus sehr labile Gefüge des Lössbodens überdeckt wird.

Resumé

Dans ce projet on a examiné l'influence de différents systèmes culturaux et de différents peuplements de lombriciens sur des facteurs physiques du sol, qui influencent eux-mêmes l'érodibilité du sol. On a trouvé des différences significatives entre les systèmes culturaux (essai DOC) par l'examen du peuplement de lombriciens dans le champ et aussi par le mesurage de la stabilité des agrégats avec une méthode de percolation pratiquée dans le laboratoire. On a trouvé seulement de petites différences avec les deux autres méthodes, qui représentent le plus les réels événements d'érosion (simulation de pluie pour la stabilité des agrégats et mesurage de l'érosion par "splash"). Ça indique qu'un effet de stabilisation des agrégats résultant d'une pratique culturale biologique peut être occulté par la structure d'un sol de loess d'un naturel très faible.

1. Einleitung

In den biologisch bewirtschafteten Parzellen des DOK-Versuches - eines langjährigen Systemvergleichsversuchs - war 1991 auf zwei Kulturschlägen im Frühling bzw. Herbst signifikant höherer Regenwurmbesatz und Anteil anözischer Arten festgestellt worden (PFIFNER 1993). Dieser Arbeit liegt die Hypothese zugrunde, dass dieser höhere Regenwurmbesatz nebst den unterschiedlichen Düngungsintensitäten einen Einfluss auf bodenphysikalische Faktoren hat, welche die Erodierbarkeit eines Bodens beeinflussen. Das Ziel der Arbeit

bestand darin, Bodenfaktoren zu untersuchen, welche einerseits durch das unterschiedliche Regenwurmvorkommen beeinflusst werden, und andererseits einen Einfluss auf die Erodierbarkeit des Bodens haben. Im Speziellen sind dies die Aggregatstabilität und die Verschlammungsneigung der Bodenoberfläche.

Es stellte sich dabei die Frage, welche Methoden ausgewählt werden müssen, um Unterschiede in der Erodierbarkeit der verschiedenen Verfahren messen zu können. Dabei mussten folgende Rahmenbedingungen berücksichtigt werden:

- Das DOK-Gelände ist praktisch eben, was keine direkte Messung des Abtrags durch Erosion zulässt.
- Da die Parzellen auch für andere Untersuchungen genutzt werden, mussten Methoden ausgesucht werden, welche bei Feldmessungen oder bei der Probenahme für Laboruntersuchungen möglichst wenig Flurschaden verursachen.
- Die Methoden sollten einerseits das tatsächliche Geschehen im Feld möglichst gut repräsentieren und andererseits eine hohe Trennschärfe zwischen den Verfahren aufweisen (hohe Trennschärfe = geringe Wahrscheinlichkeit für Fehler 2. Art).

2. Material und Methoden

2.1 Versuchsgelände

Die Messungen wurden in Zusammenarbeit mit dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) und der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Agrarökonomie und Umwelthygiene (FAC) auf den Parzellen eines seit 1978 betriebenen Systemvergleichsversuches in Therwil (BL) durchgeführt. Es handelt sich um eine schwach pseudovergleyte Löss-Parabraunerde (pH_{H_2O} : 6.3, C_{org} : 2.8%, Körnung: lehmiger Schluff). Die Parzellengrösse beträgt 20 x 5 m. Detailliertere Angaben zu den Standortverhältnissen, Anbauverfahren und Bewirtschaftungs-Intensitäten finden sich bei PFIFFNER (1993).

2.2 Methoden

Feldmethoden	Labormethoden
Regenwurmpopulationen mittels doppelter Handauslese (PFIFFNER 1993, 260)	Aggregatstabilitätsmessung mittels künstlicher Beregnung (PRASUHN 1991, 239)
Splasherosionsmessung mittels vertical splash boards (PRASUHN 1991, 97-99)	Aggregatstabilitätsmessung mittels Perkolation (KAINZ&WEISS 1988, 84)

Splashmessungen:

Die Splasherosion (Regentropfenerosion) gilt als Initialstadium der Bodenerosion (LE BISSONNAIS, 1993, 88). Die Bestimmung der Splasherosion ermöglicht das Erfassen des äusserst komplexen Prozesses der aktuellen Bodenablösbarkeit und gibt einen Eindruck der tatsächlichen Begebenheiten im Feld. Es wurden drei Verfahren (DOK: D = biologisch-dynamisch, O = organisch-biologisch, K = konventionell) in zwei Wiederholungen getestet, wobei jeweils ein Gerät am Nord- resp. Südende der jeweiligen Parzelle aufgestellt wurde, so dass die Auffangwand in der Hauptwindrichtung stand.

Aggregatstabilitätsmessungen:

Die Beregnungsmethode widerspiegelt als Labormethode am ehesten das Geschehen während eines Niederschlagsereignisses im Feld. Beregnet wurde unter der festinstallierten Beregnungsanlage der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL) während sieben Minuten mit einer Intensität von 1.1mm/min, was mit 65mm/h einem starken Niederschlag entspricht. Die Trennschärfe der Methode liegt bei 50%, der Arbeits- und Geräteaufwand ist sehr gross (KAINZ&WEISS 1988, 81).

Die Perkulationsmethode, wie sie von der SCHWERTMANN-Gruppe in München angewandt wird, hat eine sehr gute Trennschärfte (70%) und einen geringen Arbeits- und Geräteaufwand. Die Resultate dieser Methode sind allerdings schwieriger ins tatsächliche Geschehen im Feld einzuordnen (KAINZ&WEISS 1988, 84).

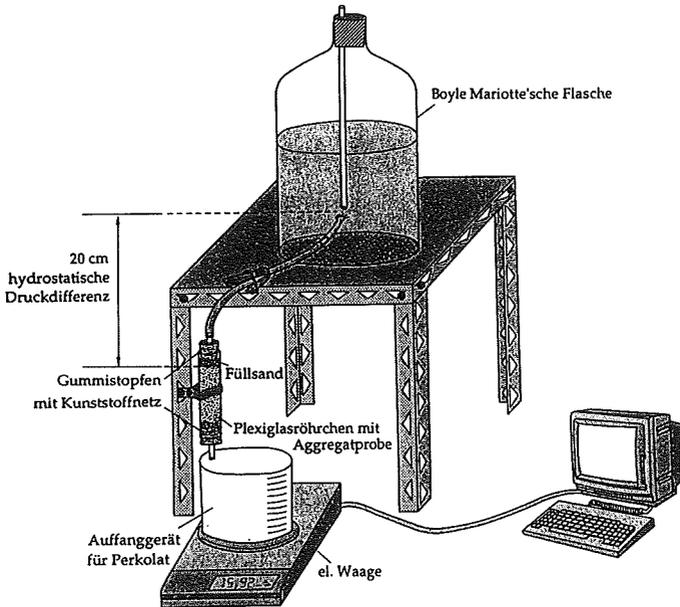


Abb.1: Funktionsprinzip der Perkulationsmethode

3. Resultate

Die wichtigsten Resultate sind in Abb.2 zusammengefasst. Die Signifikanzanalyse erfolgte mit StatView II ANOVA, wobei Fishers PLSD berücksichtigt wurde.

3.1 Regenwurmbiomasse

Bei der Beprobung im Herbst nach Kartoffeln liegt der Variationskoeffizient (VK) innerhalb der Verfahren zwischen 21 und 47% ($n=8$). Die weitaus grösste Regenwurm-Biomasse weist das dynamische (dyn) Verfahren auf, gefolgt vom organischen (org), dem konventionellen (kon) und der ungedüngten Nullvariante (null). Deutlich am wenigsten Regenwürmer zeigte das rein mineralisch gedüngte Verfahren (min).

3.2 Beregnung

Die vier beprobten Verfahren weisen im Herbst 92 nach Kartoffeln alle eine sehr geringe Beregnungsstabilität auf (durchschnittlich 77% der Aggregate sind instabil). Die Streuung der Messwerte ($n=12$) ist innerhalb der Verfahren mit VK zwischen 4,0 und 6,5% sehr gering und auch die Betrachtung aller 4 Verfahren ergibt nur einen sehr tiefen VK von 4,5%. Das dynamische Verfahren weist die höchste Beregnungsstabilität auf, gefolgt vom mineralischen und vom organischen Verfahren. Die geringste Stabilität findet sich beim konventionellen Verfahren.

3.3 Perkulation

Die vier beprobten Verfahren weisen im Herbst 92 nach Kartoffeln eine relativ hohe Perkulationsstabilität auf. Die Streuung der Messwerte ($n=16$) ist innerhalb der Verfahren mit VK

zwischen 37,5 und 60,1 % sehr hoch und ist durch grosse Unterschiede zwischen den Wiederholungen begründet. Die Methode weist jedoch eine sehr gute Reproduzierbarkeit auf, d.h. der VK der Messwiederholungen innerhalb einer Parzelle ist sehr gering. Das dynamische Verfahren weist die höchste Perkolationsstabilität auf, gefolgt vom organischen und konventionellen Verfahren. Die geringste Stabilität findet sich beim mineralischen Verfahren.

Ein ähnliches Bild ergibt sich bei der Perkolationsmessung nach der Beprobung im Frühling während Winterweizen (keine Abbildung). Die Streuung der Messwerte ist etwas geringer, der VK liegt aber immer noch zwischen 23,2 und 50,4 % (n=16). Bei der Signifikanzanalyse ergeben sich auf dem 99%-Niveau signifikante Unterschiede zwischen dem mineralischen und den beiden biologischen Verfahren, sowie auch zwischen der neu in die Untersuchung miteinbezogenen Nullvariante und den beiden biologischen Verfahren. Wieder ergibt sich dieselbe Rangfolge bei der Perkolationsstabilität: Höchste Perkolationsstabilität beim dynamischen, dann organisches, konventionelles Verfahren und Nullvariante. Die geringste Stabilität findet sich beim mineralischen Verfahren.

3.4 Splash

Wie die Summenkurve der Verfahrensmittelwerte zeigt, waren die Messwerte nach der Vorbereitung der Splashparzellen sehr einheitlich (VK 12,7 %), was für die Reproduzierbarkeit der Methode spricht. Im Laufe der Zeit zeichnen sich leichte Unterschiede zwischen den Verfahren ab, wobei das konventionelle Verfahren die geringste, das dynamische die höchste Splasherosion aufweist. Bei einem Signifikanzniveau von 95 % lassen sich aber zu keinem Messzeitpunkt signifikante Unterschiede zwischen den 3 Verfahren feststellen, dasselbe gilt auch für die Summe des über die ganze Messperiode von rund fünf Monaten gesammelten Splashmaterials.

4. Diskussion

Die Regenwurm-Biomasse ist auch in dieser Untersuchung in den biologischen Verfahren (D,O) deutlich grösser als in den konventionellen (K,M). Die Art und Intensität des Pflanzenschutzes, sowie die Qualität und Quantität der Düngemittel sind unter den gegebenen Versuchsbedingungen die relevanten Einflussgrössen auf die Regenwurmpopulationen (PFIFFNER 1993, 263).

Zur Erodierbarkeit des Bodens lassen sich folgende Feststellungen machen: Mit der Feldmethode - also mit der Splashmessung - sind keine signifikanten Unterschiede nachweisbar. Tendenziell schneidet das dynamische Verfahren am schlechtesten ab, was eigentlich erstaunt, wäre doch nach den Resultaten der Perkolationsmessung eher das Umgekehrte zu erwarten.

Ebenfalls kaum signifikante Unterschiede lassen sich bei der Berechnungsmethode feststellen, also bei der Labormethode, welche dem tatsächlichen Geschehen im Feld sehr nahe kommt. Die Ursache dafür könnte in der von Natur aus sehr labilen Gefügestruktur des Lössbodens liegen.

Mit der trennschärferen (sensibleren) Perkolationsmethode lassen sich zu beiden Messzeitpunkten hochsignifikante Unterschiede zwischen den beiden biologischen und vor allem dem mineralischen Verfahren zeigen. Dies weist darauf hin, dass sensible Methoden sehr wohl Unterschiede bezüglich Boden-Erodierbarkeit aufzeigen können, dass diese aber nicht unbedingt im realen Abtraggeschehen im Feld messbar sind.

Man kann davon ausgehen, dass die biologische Bewirtschaftung zwar eine Verbesserung der Aggregatstabilität bewirkt, dass aber im Falle eines sehr gefügestabilen Lössbodens vor allem auch Faktoren wie Fruchtfolge resp. Bodenbedeckung die Abtragungsdynamik entscheidend mitbestimmen und ihnen als Erosionsschutz vermehrte Beachtung geschenkt werden muss.

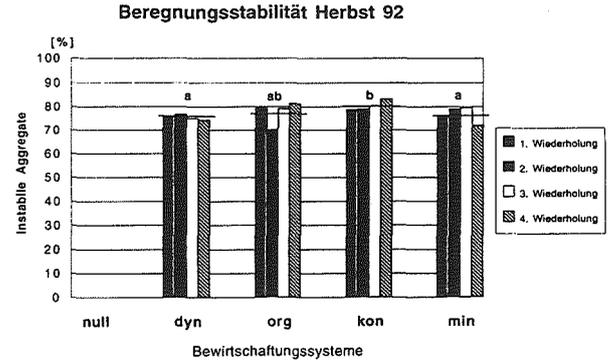
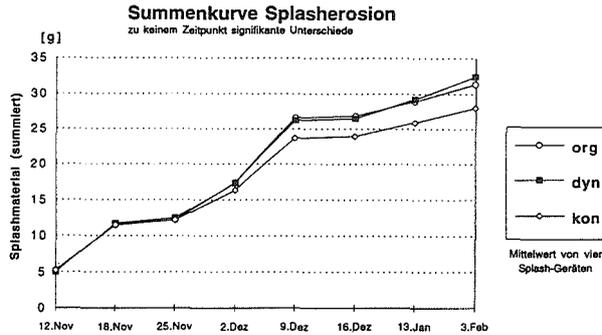
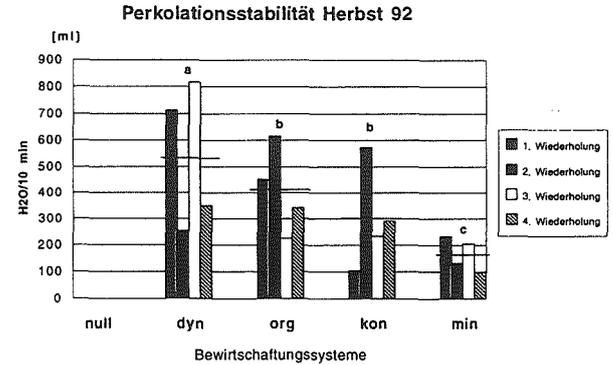
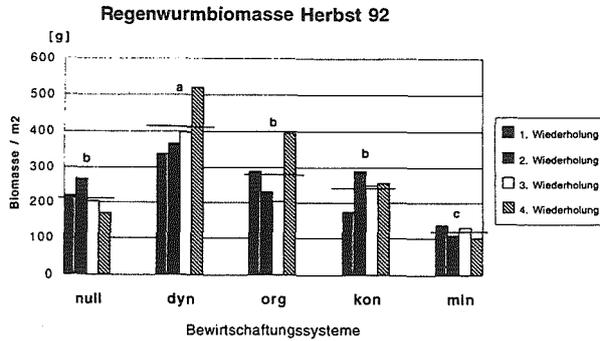


Abb.2: Resultate der Regenwurmuntersuchung, Aggregatstabilitätsmessungen und Splasherosionsmessung. Mittelwert aus allen vier Wiederholungen. Verfahren mit gleichen Buchstaben (a,b,c,) unterscheiden sich nicht signifikant mit $p=0.001$.

5. Literatur

- KAINZ, M. & A. WEISS (1988): Eignung verschiedener Aggregatstabilitätsmethoden zur Charakterisierung der Erosionsanfälligkeit.- In: Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges. 56, 81-84.
- LE BISSONNAIS, Y., M.J. SINGER and J.M. BRADFORD (1993): Assessment of soil erodibility: the relationship between soil properties, erosion processes and susceptibility to erosion.- In: S. Wichereck (Ed.) Farm Land Erosion: in Temperate Plains Environment and Hills, 87-96.
- PFIFFNER, L. (1993): Einfluss langjähriger ökologischer und konventioneller Bewirtschaftung auf Regenwurmpopulationen (Lumbricidae).- In: Z. Pflanzenernähr. Bodenk., 156, 259-265.
- PRASUHN, V. (1991): Bodenerosionsformen und -prozesse auf tonreichen Böden des Basler Tafeljura (Raum Anwil, BL) und ihre Auswirkungen auf den Landschaftshaushalt.= Physiographica. Basler Beitr. z. Physiogeogr. 16, Basel, 372 S.

MASS FLUX ANALYSIS FOR ASSESSING EXPOSURE OF HUMANS AND ANIMALS TO HEAVY METALS FROM SOILS

Gabriella Geiger & Rainer Schulin

Institut für terrestrische Oekologie, ETH Zürich, Grabenstr. 11a, CH-8952 Schlieren

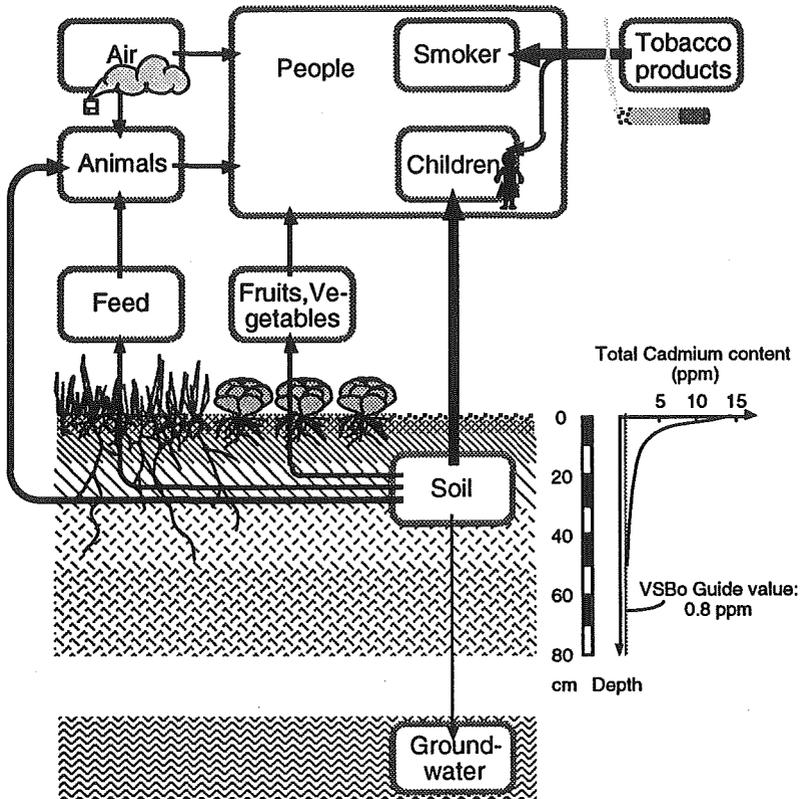
INTRODUCTION

Pollution by heavy metals threatens the quality of soil, so essential for life on earth. Most seriously it might eventually destroy the soil as a productive medium. However, the risk to the health of humans and other living beings by increased uptake of soil-borne heavy metals is in general more immediate. There are now many data from which to assess the toxicity of heavy metals to humans, domestic animals, and cultivated plants. Dose-response relationships alone, however, are not sufficient for assessing the risks to health. We need also to know how exposure affects the receptors to the pollutants, and this requires a systematic analysis of pollutant mass fluxes entering the receptors. Consequently, mass flux analysis is now routinely used for the assessment of health risks due to soil pollution. If performed sensibly such analyses can give valuable informations for the detection, evaluation, treatment, and control of soil pollution problems. Uncritical use on the other hand can cause more harm than benefit. Resources for pollution abatement may be wasted, and wrong countermeasures may even worsen a situation. Taking the case of a residential area in Switzerland with severe soil pollution by cadmium (Geiger & Schulin, 1992) as an example, the objective of this contribution was to point out merits, limitations, and potential pitfalls of the mass flux approach for the evaluation of health risks arising from exposure to the pollutant. Particular focus is given to the relevance of soil factors in this context.

BASIC SCENARIO

The analysis for the example case was based on the fictitious scenario of a child living in the most polluted inhabited zone of the study area. The relevant sources and transmission pathways of the pollutant are given in Figure 1.

Figure 1. Pathways of cadmium transfer



For cultivated soils in this zone the total cadmium content of the tilled topsoil (0-20 cm depth) averaged about 4 mg/kg, whereas for non-cultivated soils with no soil mixing by tillage peak concentrations of 14 mg/kg were measured in the topmost 2 cm (Federer 1993). It was assumed that 60% of the vegetables eaten by the child were grown in a garden within this highly polluted area. Values for the cadmium content of garden vegetables from the highly polluted area were available from sample measurements of the chemical laboratory of the Kanton Solothurn (see Geiger & Schulin, 1992), whereas values for the cadmium content of all other food, the composition of the average diet, the ingestion rate and the absorption factor were taken from the literature.

Table 1: Mass flux analysis of the average cadmium uptake of a child according to the assumptions of the basic scenario.

pathway <i>source</i>	exposure (kg/d)	x duration	x concen- tration ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	= intake rate ($\mu\text{g}/\text{d}$)	x absorption factor	= absorbed dose ($\mu\text{g}/\text{d}$)
Inhalation						
<i>smoking</i>	0*	1	0.2 ⁺	0.00	0.25	0.00
<i>air</i>	6.5**	1	0.0016 ⁺⁺	0.01	0.25	0.00
Ingestion						
<i>garden vegetables</i>	0.110	0.6	105.0	6.93	0.05	0.34
<i>market vegetables</i>	0.110	0.4	16.5	0.73	0.05	0.04
<i>meat and fish</i>	0.088	1.0	15.3	1.35	0.05	0.07
<i>potatoes</i>	0.057	1.0	15.0	0.86	0.05	0.04
<i>grain and cereal</i>	0.101	1.0	23.3	2.35	0.05	0.12
<i>dairy products</i>	0.270	1.0	5.7	1.54	0.05	0.08
<i>fruits</i>	0.234	1.0	3.0	0.70	0.05	0.04
<i>dust/soil</i>	0.0005	1.0	14000	7.00	0.05	0.35
<i>drinking water</i>	1.360	1.0	0.7	0.95	0.05	0.05
sum:				22.41		1.13
* cigarettes/d				⁺ $\mu\text{g}/\text{cigarette}$		
** m ³ /d				⁺⁺ $\mu\text{g}/\text{m}^3$		

According to the mass flux analysis presented in Table 1, consumption of garden vegetables as well as ingestion of polluted soil (accidental as well as deliberate 'soil eating') both account for about thirty percent each of the total cadmium uptake of the child in this scenario. The calculated absorbed dose of 1.13 μg Cd per day clearly exceeds the threshold above which chronic exposure is considered to be critical for human health by the WHO, whereas acute or subchronic risks are not of concern (Table 2).

Table 2: Critical doses (WHO values, after Schuldt, 1990).

Exposure	Critical absorbed dose ($\mu\text{g}/\text{d}$)	
	per kg body weight	15 kg child
acute	21.5	322
subchronic	0.1	1.5
chronic	0.01-0.05	0.22-0.75

SENSITIVITY ANALYSIS

In order to assess the sensitivity of the preceding estimation with respect to the uncertain values of key factors (e.g. the amount of soil ingestion) and to underlying assumptions (e.g. "clean air" assumption), variations of the basic scenario were analyzed in the same manner as before. The following examples illustrate the role of some key factors identifiable in this way.

Variation 1: Passive smoking

The quality of indoor air is changing drastically in tobacco smoking situations. Referring to Henschler (1985) a non-smoker may inhale 50% of the quantity of tobacco smoke substances inhaled by a smoker, depending on the particle size distribution of the substance. Thus, if in the above scenario the parents or other adults smoke 40 cigarettes per day in the company of the child in closed rooms (mainstream smoke: 0.2 $\mu\text{g Cd/cigarette}$; sidestream smoke: 0.7 $\mu\text{g Cd/cigarette}$), then the child may take up as much as 4 $\mu\text{g Cd/d}$ by inhalation. Assuming an absorption factor of 0.25, half of the totally absorbed 2 $\mu\text{g Cd/d}$ originates from the cigarettes in this case.

Variation 2: Amount of soil ingestion

Soil ingestion rates are very variable and uncertain. Estimates of daily soil intake range from 25 up to 1000 mg per day (Ruck, 1990). Depending on the value chosen for the rate of soil intake, this pathway may turn out to be everything from irrelevant to dominating in this scenario (Fig. 2).

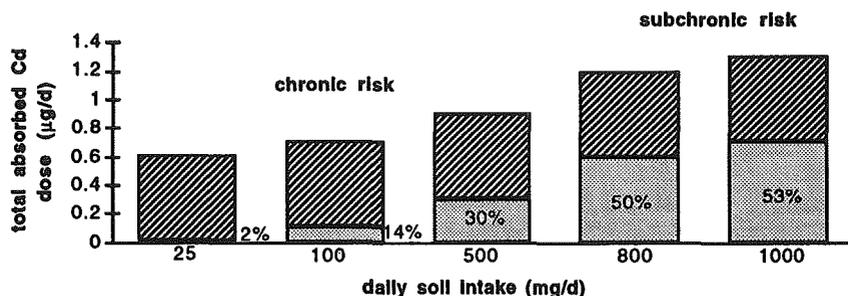


Figure 2. Contribution of Cd intake by soil ingestion to total Cd intake considering different soil ingestion rates.

Variation 3: Soil acidification

In the long term, changes of the chemical conditions in the soil such as acidification have to be taken into account. If the soil pH decreases from 7 to 6, then the Cd content in soil solution may increase by about 3.5 times (Christensen, 1984, cited from Adriano, 1986). According to data given by Bingham et al. (1976, cited from Adriano, 1986), the Cd content of the garden vegetables in the highly polluted area may consequently increase from 105 $\mu\text{g/kg}$ to about

350 µg/kg. In total the absorbed Cd dose of the child is then found to amount to almost 2 µg Cd/d, and the portion of Cd taken up with the ingestion of garden vegetables will run up to about 1 µg Cd/d (half of the total absorbed dose).

CONCLUSIONS

Mass flux analysis is a very effective tool to compare the relative contributions of different sources and transmission pathways of soil pollutants to the total exposure of receptors as well as the relevance of uncertainties in the available data. Taking into account costs, it can thus serve as a useful basis for evaluating options of risk management, including options of getting more information. Proper selection of scenarios and estimation of parameters is essential, however. Sensitivity analysis can help to identify the critical factors.

Finally, it should be noted that mass flux analysis *per se* does not provide quantitative risk estimates. Risk refers to the possibility of adverse effects. To quantify risks, the joint probability distribution of the involved fluxes has to be taken into account. Comparisons of mass fluxes without consideration of probability rely on the implicit hypothesis of equal chances.

REFERENCES

- ADRIANO, D.C. 1986. Trace Elements in the Terrestrial Environment. Springer, New York, 533 S.
- FEDERER, P. 1993. Verteilung und Mobilität der Schwermetalle Cadmium, Kupfer und Zink in anthropogen belasteten, kalkreichen Böden. Diss. ETH Zürich Nr. 10169, 119 S.
- GEIGER, G. & SCHULIN, R. 1992. Risikoanalyse, Sanierungs- und Überwachungsvorschläge für das schwermetallbelastete Gebiet von Dornach. Teil A: Wissenschaftlicher Bericht. AfU-Berichte Nr. 2A, Kantonales Amt für Umweltschutz, Solothurn, 79 S. + Anh.
- HENSCHLER, D. 1985. Passivrauchen am Arbeitsplatz. Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe, VCH, Weinheim, 34 S.
- RUCK, A. 1990. Bodenaufnahme durch Kinder - Abschätzungen und Annahmen. In: ROSENKRANZ, D, G. EINSELE und H.M. HARESS. 1988. Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt-Verlag, § 3520.
- SCHULDT, M. 1990. Hamburger Ansätze zur Beurteilung von Bodenverunreinigungen. In: ROSENKRANZ, D, G. EINSELE und H.M. HARESS. 1988. Bodenschutz - Ergänzbare Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierungen von Böden, Landschaft und Grundwasser. Erich Schmidt-Verlag, § 3540.

Messung und Modellierung der Wasseraufnahme von Wurzeln

Urs Schmidhalter, Institut für Pflanzenwissenschaften,
ETH Zürich, Eschikon 33, 8315 Lindau

Für die Beschreibung der Wasseraufnahme durch die Wurzeln sind detaillierte Kenntnisse der Länge, Dichte und Verteilung der Wurzeln erforderlich. Diese Kenngrößen sind schwierig zu ermitteln. Diese Arbeit beschreibt eine einfache Methode zur Schätzung der Wasseraufnahme von Wurzeln, die auf der Diskriminierung gelöster Stoffe bei der Wasseraufnahme wie beispielsweise Chlorid beruht. Mittels eines quasistationären Modells konnte die Wasseraufnahme der untersuchten Pflanzen zeitlich und räumlich erfolgreich beschrieben werden. Die stark gehemmte Durchlüftung dieses Bodens führte dazu, dass sich die Wurzeln im Oberboden konzentrierten und mehr als 80 % des Wassers aus den obersten 5 cm aufgenommen wurden.

Einleitung

Feintexturierte Böden mit nahen Grundwasserständen weisen häufig eine gehemmte Durchlüftung auf, welche die Ertragsbildung negativ beeinflusst. Ziel dieser Arbeit war es, die Wasseraufnahme durch Pflanzen in einem grundwasserbeeinflussten schluffreichen Boden zu beschreiben.

Die Wasseraufnahme durch die Wurzeln lässt sich durch mikroskopische und makroskopische Ansätze beschreiben. Der erste betrachtet und integriert den Wasserfluss zur Einzelwurzel, der zweite betrachtet das Wurzelsystem im gesamten. Aufgrund der komplexen Wurzelgeometrie und der nicht bekannten hydraulischen Eigenschaften eignet sich im untersuchten Fall nur ein makroskopisches Modell. Keines der bekannten makroskopischen Modelle konnte im vorliegenden Fall eingesetzt werden, da es sehr schwierig gewesen wäre, die hierfür notwendigen Wurzelparameter zu messen und ein nichtdestruktives Vorgehen gewünscht war. Aus diesem Grund wurde nach einer Alternative zur Beschreibung der Wasseraufnahme gesucht.

Die Konzentration gelöster Stoffe ändert sich als Folge der Wasseraufnahme durch die Wurzeln. Gewisse gelöste Stoffe sind nicht nur nichtreaktiv im Boden, sondern werden auch nur in kleinen Mengen aufgenommen. In dieser Arbeit wurde untersucht, ob Zunahmen in der Stoffkonzentration in der Wurzelzone von der Wasseraufnahme abhängen, und ob sie sich zur Beschreibung der zeitlichen und räumliche Wurzelaktivität eignen. Damit liesse es sich vermeiden, schwierig zu quantifizierende Informationen, wie die Dichte, Verteilung und Länge der Wurzeln, zu bestimmen.

Material und Methoden

Karotten (*Daucus carota* L., var Nandor) wurden in Bodensäulen (25 cm Durchmesser) mit Grundwassertiefen in 50, 100 und 150 cm gesät. Der Versuch dauerte 121 Tage und wurde in einer Klimakammer ausgeführt. In dieser wurden durchschnittliche Freilandbedingungen eines im Unterwallis (Charrat) gelegenen Versuchsstandortes simuliert. Beim Versuchsboden handelt es sich um einen schluffreichen Alluvialboden (Aquic Ustifluent). Dieser wies 9.1 % Ton, 59.5 % Schluff und 31.4 % Sand auf. Der Grundwasserstand wurde konstant gehalten. Die Nachlieferung des Wassers erfolgte aus graduierten Vorratsflaschen, an denen der Wasserverbrauch abgelesen werden konnte. Die Wasserversorgung der Pflanzen erfolgte ausschliesslich durch kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grundwasser. Das Grundwasser wurde mit einem Tracer, $\text{Ca}^{36}\text{Cl}_2$, markiert. Die Saugspannung des Bodens wurde zweimal pro Woche mit Tensiometern gemessen und die Bodenlösung wurde einmal pro Woche mit keramischen Saugkerzen gewonnen und auf ^{36}Cl und Cl analysiert. Weitere methodische Details sind von Schmidhalter und Oerli (1991) beschrieben worden.

Resultate und Diskussion

In dieser Arbeit wurde ^{36}Cl als Tracer des Wassertransports verwendet und zugleich als Indikator der Wasseraufnahme der Wurzeln getestet. Es wurden angenommen, dass der untersuchte Tracer keine Interaktionen mit dem untersuchten chloritisch-illitischen Boden aufweist, und dass die von den Pflanzen aufgenommene Menge an Chlorid klein ist und Konzentrationsänderungen in der Bodenlösung nicht wesentlich beeinflusst. Die Chloridverteilung, die aufgrund der Wasseraufnahme resultierte, wurde mit einem konvektiv-dispersiven Modell beschrieben. Zu diesem Zweck wurde die folgende Anpassung der Chloridkonzentration (C) in der Bodenlösung vorgenommen

$$C = \frac{C' \theta}{\theta - S(z) \Delta t} \quad [1]$$

wobei C' die Chloridkonzentration vor der Anpassung der Chloridkonzentration als Ergebnis von Wasseraufnahme und Diskriminierung angibt, t die Zeit und $S(z)$ repräsentiert die Aufnahmerate von Wasser pro Volumeneinheit Boden. Eindimensionaler, vertikaler Stofftransport für nichtadsorbierende gelöste Substanzen kann durch die folgende Gleichung beschrieben werden

$$\frac{\partial(\theta C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} [D_{sh} \frac{\partial C}{\partial z}] - \frac{\partial(qC)}{\partial z} \quad [2]$$

z gibt die Bodentiefe (cm) an, C die Stoffkonzentration (g cm^{-3}), q die durchschnittliche Fließgeschwindigkeit (cm Tag^{-1}) und D_{sh} den hydrodynamischen Dispersionskoeffizienten ($\text{cm}^2 \text{Tag}^{-1}$). Zur Beschreibung der räumlich-zeitlichen Wasseraufnahme wurden die gemessenen Transpirationsraten mit einer Verteilungsfunktion gewichtet. Transport und Verteilung von ^{36}Cl aufgrund der Wasseraufnahme der Wurzeln wurden mit einem quasistationären Modell beschrieben, für dessen numerische Lösung ein finites Differenzenverfahren verwendet wurde.

Im untersuchten grundwasserbeeinflussten Boden stellen sich aufgrund des hohen Leitfähigkeitsvermögens für Wasser (Schmidhalter und Oerli, 1989) nahezu hydrostatische

Gleichgewichtsbedingungen ein mit nur kleinen räumlichen und zeitlichen Veränderungen des Bodenwassergehalts. Unter quasistationären Bedingungen ($q=\text{konstant}$) kann Gleichung [2] vereinfacht werden zu

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{D_{\text{eff}}}{\theta} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad [3]$$

welches die allgemein bekannte konvektiv-dispersive (C-D) Gleichung für stationäre Fließbedingungen darstellt, wobei v die Porenwassergeschwindigkeit (q/θ) in cm Tag^{-1} bezeichnet.

Für die Beschreibung des ^{36}Cl -Transports und der Wasseraufnahme wurde der Versuch in zwölf Phasen mit jeweils verschiedenen Wasserflüssen unterteilt, welche Durchschnittswerte über diese Perioden darstellen (Abb. 1). Der volumetrische Bodenwassergehalt wurde für 5 cm-Inkrementen spezifiziert. In diesem Versuch war die Wasseraufnahme nicht von der Bodenspannung abhängig, sondern wurde durch die Bodendurchlüftung bestimmt. Die Verfahren mit den tiefsten Grundwasserständen wiesen die höchsten Evapotranspirationsraten auf (Abb. 1). Die Durchwurzelungstiefe betrug 30 cm in den Verfahren mit Grundwassertiefen in 100 cm und 150 cm und 20 cm bei 50 cm Grundwassertiefe.

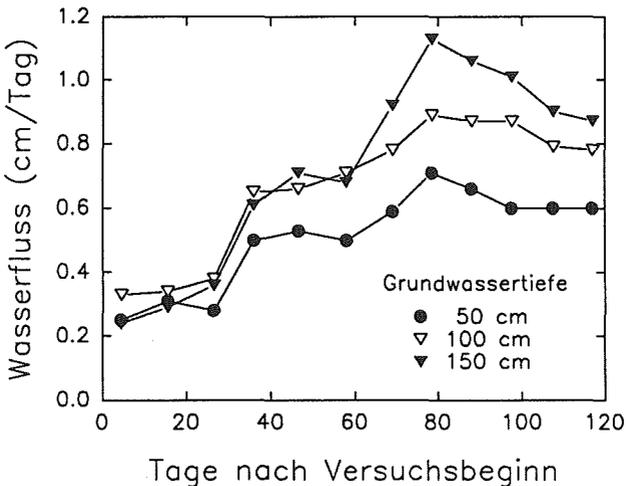


Abb. 1. Wasserflüsse in einem schluffreichen mit Karotten bepflanzen Boden mit Grundwassertiefen in 50, 100 und 150 cm.

Aufgrund der nur kleinen Veränderungen des Bodenwassergehalts entsprach der kapillare Wasseraufstieg nahezu der Evapotranspiration. Die Abnahmen im Bodenwassergehalt betragen weniger als 1.8%-2.8 % des gesamten Wasserverlustes. Da ^{36}Cl stark durch die Wurzeln diskriminiert wurde, widerspiegelte sich die Wasseraufnahme der Wurzeln sehr deutlich in der Zunahme der ^{36}Cl -Konzentration. Die Aufnahme von ^{36}Cl durch die Pflanzen war vernachlässigbar und betrug 0.6 %, 0.4 % und 0.4 % der gesamten im Boden vorhandenen Chloridmengen für die Verfahren mit Grundwassertiefen in 50 cm, 100 cm und 150 cm.

Für die numerische Lösung wurde eine finite Differenzengleichung mit einem implizit-expliziten Verfahren (Crank-Nicolson) für den diffusiven Term und einem impliziten für den konvektiven Term (Selim et al. 1976) verwendet. Der Dispersionskoeffizient war der einzige unbekannte Parameter zu Beginn des Experiments und wurde durch Anpassung an die gemessene Chloridverteilung bestimmt. Der beste ermittelte Anpassungswert betrug $1.3 \text{ cm}^2 \text{ Tag}^{-1}$. Dieser Wert stimmt sehr gut mit Literaturangaben überein und führte zu einer sehr guten Anpassung zwischen Messung und Berechnung (z.B. Abb. 2, Tag 31). Das Berechnungsverfahren war numerisch stabil. Massenbilanzfehler waren kleiner als 1-2 %. Die Hauptschwierigkeit bei der Simulierung der ^{36}Cl -Verteilung im Boden ergab sich in der Beschreibung der Wasseraufnahme im Wurzelraum. Durch Gewichtung der gemessenen Transpirationsraten mit einer Verteilungsfunktion $R(z)$ ergab sich die räumlich-zeitliche Wasseraufnahme. Die beobachtete Verteilung konnte durch keine bekannte Verteilung, u.a die lineare (40, 30, 20, 10% Regel; Rhoades and Merrill 1976), trapezoidale (Gardner 1983), exponentielle (Raats 1974) oder die Verteilung nach van Genuchten, beschrieben werden. Die Wasseraufnahme wurde durch den folgenden Extraktionsterm, der einen linearen und exponentiellen Term beinhaltet, beschrieben

$$S(z, t) = \frac{a T}{d} e^{-\frac{z}{d(t)}} + (1-a) T b(z, t) \quad [4]$$

$S(z,t)$ ist die Wasseraufnahmerate pro Volumeneinheit Boden, T die Transpirationsrate pro Einheit Bodenoberfläche, a bezeichnet einen Anteil an der Transpirationsrate, $d(t)$ ist eine empirische Konstante, die mit 5 cm berechnet wurde, und $b(z,t)$ sind empirische Konstanten, die für 5 cm Bodeninkremente spezifiziert wurden und den nicht-exponentiell verteilten Anteil der Transpirationsrate beschreiben. Die exponentielle Aufnahme wurde auf die obersten 5 cm des Bodens beschränkt und die linearen Aufnahmeterme wurden für 5 cm Inkremente spezifiziert. 61 % von ^{36}Cl resp. der Wasseraufnahme waren dadurch exponentiell verteilt und der Rest linear. Der exponentielle Term in Gleichung [4] entspricht wesentlich dem von Raats (1974) vorgeschlagenen Ausdruck. Weitere Details der gewählten Verteilungsfunktion sind von Schmidhalter et al. (1993) beschrieben worden. Für die konstant angenommenen Parameter erwiesen sich keine Änderungen im Verlauf des Experiments als notwendig. Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung zwischen experimentellen und simulierten Resultaten (Abb. 2). Unter den vorhandenen quasi-stationären Bedingungen ist die Wasseraufnahmerate zeitunabhängig, und ein Modell wie Gleichung [4] kann gute Resultate ergeben. Die Resultate dieser Arbeit zeigen, dass die Wasseraufnahme in grundwasserbeeinflussten Böden mit gehemmter Durchlüftung auf die oberste Bodenschicht begrenzt ist. Mehr als 80 % des Wassers wurden aus den obersten 5 cm aufgenommen. Dies ist auch von entscheidender Bedeutung für die Nährstoffaufnahme.

Summary

Description of water uptake by plant roots requires detailed information about the root system as functions of root density, root distribution and root length. Unfortunately, these factors are difficult to evaluate. This paper describes a simple method for the estimation of soil water extraction by roots based on root discrimination of selected solute species such as chloride. Based on this approach, patterns of water extraction by carrot roots were successfully described using a quasi-steadystate model. In the groundwater affected silty soil with impeded aeration more than 80 % of the water was extracted from the top 5 cm of the rootzone.

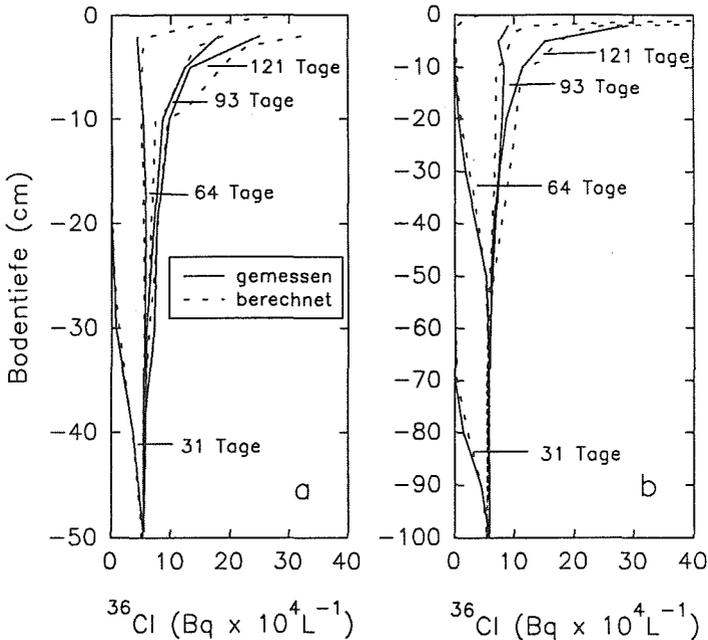


Abb. 2. Gemessene und berechnete ^{36}Cl -Verteilung zu verschiedenen Zeiten nach der Tracerzugabe in einem schluffreichen mit Karotten bepflanzten Boden mit Grundwassertiefen in 50 cm (a) und 100 cm (b). Die Anreicherung von Chlorid im Oberboden resultierte aus der Evaporation und der Wasseraufnahme durch die Pflanzen.

Literatur

- Gardner, W.R., 1983. Soil properties and efficient water use: An overview. In Taylor, H.M., W.R. Jordan, and T.R. Sinclair. (eds.) Limitations to efficient water use in crop production. Am. Soc. of Agron., Madison, Wis.
- Raats, P.A.C. 1974. Steady flow of water and salt in uniform soil profiles with plant roots. Soil Sci. Soc. Am. Proc. 38: 717-722.
- Rhoades, J.D., and S.D. Merrill, 1976. Assessing the suitability of water for irrigation: Theoretical and empirical approaches. FAO Soils Bull. 31: 69-109.
- Schmidhalter, U., and J.J. Oertli, 1989. Salinization and desalinization in a silty soil influenced by groundwater. Proc. Intern. Symp. on Dynamics of Salt-Affected Soils. Nanjing, China, 4-10 Oct., 11p.
- Schmidhalter, U., and J.J. Oertli, 1991. Transpiration/biomass ratio for carrots as affected by salinity, nutrient supply and soil aeration. Plant and Soil 135: 125-132.
- Schmidhalter, U., Selim, H.M., and J.J. Oertli, 1993. Measuring and modeling root water uptake based on ^{36}Cl discrimination in a silty soil affected by groundwater. Soil Sci. (submitted).
- Selim, H.M., R.S. Mansell, and L.W. Zelazny, 1976. Modeling reactions and transport of potassium in soils. Soil Sci. 122: 77-84.
- van Genuchten, M.Th. 1987. A numerical model for water and solute movement in and below the root zone. Res. Rep. 121. USDA-ARS, U.S. Salinity Lab., Riverside, CA.

Naturnahe Bodenfilter-Kläranlagen

Brigitta Züst, Zentrum für angewandte Oekologie Schattweid,
CH-6114 Steinhuserberg

Einleitung

Der Bedarf an flächendeckender Abwasserreinigung ist in der dicht besiedelten Schweiz seit geraumer Zeit unbestritten und ähnliches gilt in Westeuropa. Ueberwiegend mit technischen Anlagen wurde die enorme Aufgabe in Angriff genommen. Die riesigen Kosten der zentralisierten, technischen Abwasserreinigung einerseits und die Reinigungsleistungen andererseits, welche Kickuth in seinen "Wurzelraumverfahren" (Kickuth, 1984) und Seidel in ihren Pflanzenkläranlagen (Seidel, 1978) feststellten, bewirkten in verschiedenen Ländern Europas eine intensive Suche nach und Erforschung von billigeren, naturnahen Alternativen. Heute sind verschiedene gute naturnahe Abwasserreinigungssysteme einsetzbar.

Seit einiger Zeit gewinnt die naturnahe Abwasserreinigung wieder an Interesse, weil unter anderem ökologischere und kostengünstigere Lösungen dringend von Nöten sind, um der weltweiten Gewässerverschmutzung Einhalt zu gebieten (rasante Verteuerung der technischen Abwasserreinigung und grossräumigeres Denken im Umweltschutz: Situation in Ost-Europa, der "Dritten Welt").

Rolle des Substrates

In der naturnahen Abwasserreinigung spielt der Boden eine wichtige Rolle als Filtermaterial, als Standort für Pflanzen und in der Beeinflussung chemischer und biologischer Reaktionen. Seine wichtigste Rolle spielt er als Haftfläche für die Bakterien: er genügt mehr Ansprüchen der Bakterien als irgend ein anderes Substrat. Damit stellt er die Grundlage für die hohe Pufferfähigkeit dieser Systeme dar (sowohl in Bezug auf schwankende Abwassermengen als auch in Bezug auf schwankende Abwasserzusammensetzungen).

Beispiel Bodenfilter-Kläranlage Schattweid

1985 und 1986 wurden im Zentrum für angewandte Oekologie Schattweid, oberhalb Wolhusen, im Voralpengebiet, ein Sandfilter und ein Pflanzenfilter zur Klärung der Abwässer des Zentrums gebaut. Die beiden Bodenfilter können parallel oder in Serie beschickt werden und sind für ca. 6 Einwohnergleichwerte (EGW) dimensioniert. Seit dem Bau ist die Anlage in Betrieb und ihre Abbauleistungen werden regelmässig überwacht und dokumentiert (Züst, Stamm, Pohl 1991). Sie ist somit in Europa bei weitem nicht eine der ältesten, wohl aber eine der am längsten kontinuierlich untersuchten naturnahen Kläranlagen überhaupt. Sie wird auch weiterhin begleitet (Bericht zur Untersuchungsperiode 1990-1992 in Vorbereitung).

In der Schattweid werden ein Sitzpissoir und eine Komposttoilette benützt. Ins Abwasser gelangen somit keine Fäkalien, wohl aber Urin. (Die Komposttoilette bewirkt einerseits, dass Wasser gespart wird und andererseits, dass die Absetzschächte nur selten geleert werden müssen; sie ist aber keineswegs Bedingung für den effizienten Betrieb einer Bodenfilter-Kläranlage.) Figur 1 gibt eine Uebersicht über den Wasserfluss durch die beiden Bodenfilter: Zur Zeit fliesst das Wasser entlang des mit Pfeilen bezeichneten Weges (und wird nach dem Sandfilter nicht versickert, sondern erst nach dem Pflanzenfilter (Serie-Betrieb)).

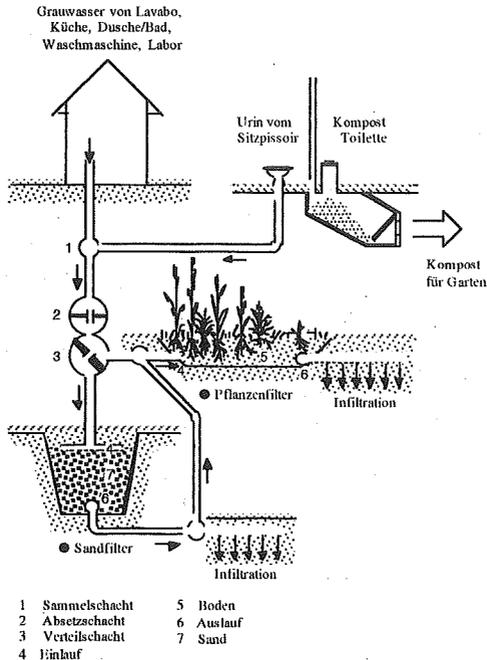


Fig.1.Uebersicht über den Wasserfluss in der Sand-Pflanzen-Filter Kläranlage Schattweid

Funktionsweise des Sandfilters

Der erste Filter ist mit Sand (1-3 mm) gefüllt. Er bietet vor allem den Bakterien und Kleinstorganismen Haft- und Lebensgrundlage. Als Nahrung erhalten diese aus dem Verteilschacht abgesetztes Abwasser: Es gelangt in Intervallen in die Beschickungsrohre (4) an der Oberfläche des Filters (70 cm unter dem Boden) und sickert dann vertikal durch den Sand (7) zum unteren Sammelrohr (6) und in den Kontrollschacht (Fig. 1). Die Intervalle garantieren die Erneuerung der Luft im Filter. Hier geschieht der Abbau der Abwasserinhaltsstoffe in Gegenwart von Sauerstoff, also aerob. Es werden Kohlenstoff-Verbindungen ab- und Stickstoffverbindungen umgebaut (Nitrifikation).

Funktionsweise des Pflanzenfilters

Der zweite Filter ist mit dem Mutterboden (skelettreicher, sandiger Lehm (5)) gefüllt. Aus dem Auslaufschacht des Sandfilters gelangt das vorgereinigte Abwasser kontinuierlich in den Filter und sucht sich diagonal einen Weg in den Auslaufschacht des Pflanzenfilters (6; Fig. 1). Das Wasser ist bis knapp unter die Filter-Oberfläche angestaut, die Bedingungen sind hauptsächlich anaerob; höchstens um die Pflanzenwurzeln herum hat es (von den Pflanzen eingetragenen) Sauerstoff. Hier werden Stickstoff-Verbindungen weiter umgebaut (Denitrifikation) und Phosphate zurückgehalten.

Leistungen der Kläranlage Schattweid

Der Sand-Pflanzen-Filter arbeitet gut bis sehr gut und kann die gesetzlichen Anforderungen meistens erfüllen. Von den gemessenen Werten seien als Beispiel der Um- und Abbau der Stickstoffverbindungen herausgegriffen (Fig 2).

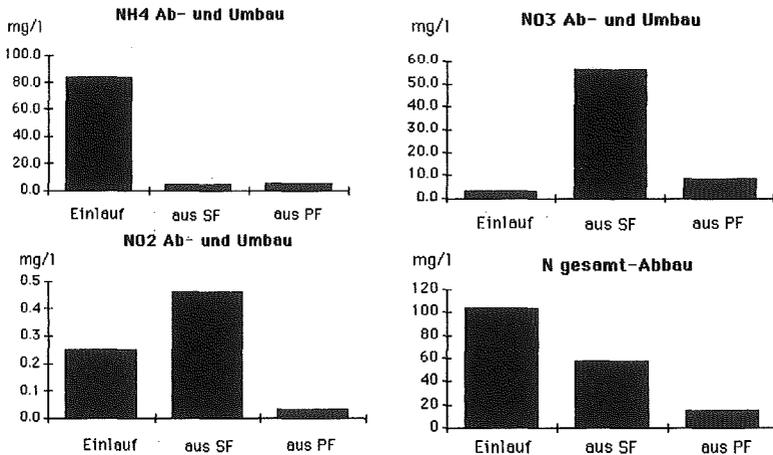


Fig. 2. Stickstoff Um- und Abbau in der Kläranlage Schattweid
23.5.1991-7.9.1993 (n=36; aus= Auslauf; SF=Sandfilter, PF= Pflanzenfilter)

Forschung, Untersuchungen

Langzeitverhalten: naturnahe Kläranlagen sind träge Systeme (träg=langsam reagierend). Allerdings weiss man immer noch wenig über die Qualität dieser Trägheit (Züst, Stamm, Pohl, 1991). Wie lange verbessert sich die Abbauleistung? (in der Anlage Schattweid sind es z.B. fürs Ammonium bis jetzt sieben Jahre; mündliche Mitteilung A. Schönborn). Wie zeichnet sich die Erschöpfung des Filters ab? Können die Filter regeneriert werden?

Klimaabhängigkeit: Der mikroklimatische Einfluss auf die Abbauleistung kann auf den wichtigen Parameter Abwassertemperatur reduziert werden. Es lassen sich allerdings keine klaren Abhängigkeiten zwischen Abwassertemperatur und Abbauleistung nachweisen, obwohl sie mit grosser Wahrscheinlichkeit bestehen: sie sind überlagert von vielen Faktoren, die vor allem auf die Abbauleistung Einfluss ausüben (Domnick 1991; Schaum, 1990).

Es empfiehlt sich klimatisch ungünstige Lagen zu meiden. Jede Anlage soll weitgehend als Individuum betrachtet werden, das allgemeinen Gesetzen unterliegt, aber je nach den lokalen Gegebenheiten reagiert.

Optimales Nährstoffverhältnis: Das Zudosieren von Mangelnährstoffen kann die Abbauleistung verbessern (Fischer, Mühlhäuser, 1992).

Raumbedarf zur Klärung nicht häuslicher Abwässer: Der Flächenbedarf zur Klärung häuslicher Abwässer liegt für Bodenfilter-Anlagen bei 4-5 m². Für Abwässer mit einer deutlich anderen Zusammensetzung der Inhaltsstoffe ist der Raumbedarf nicht bekannt. Zur Zeit läuft ein Versuch in einer Luzerner Hartkäseerei, der Aufschluss über den Platzbedarf geben soll.

Einige Vorteile naturnaher Kläranlagen im Vergleich mit technischen.

Naturnahe Kläranlagen werden in der Schweiz fast nur in schwach besiedelten Gebieten eingesetzt, sie sind daher meist klein und nahe beim Anfallort des Abwassers (dies trifft so nicht zu für die meisten andern Länder). Die Nähe führt bei den Benutzern zu einem bewussteren Umgang mit Wasser.

Die Anlagen haben ein hohes Puffervermögen in Bezug auf Abwassermenge und -qualität.

Kläerteiche und Bodenfilteranlagen bilden kleine Feuchtbiootope, die einigen z.T. bedrängten Arten Lebensraum bieten.

Ihr Bau braucht wenig graue Energie, ihr Betrieb braucht wenig bis keine Energie.

Wasserkreisläufe werden geschlossen.

Referenzen

Domnick, M. 1991. Untersuchungen zum Energie- und Wasserhaushalt und zur Abbauleistung von Sand-Pflanzenfilter-Kläranlagen im schweizerischen Alpenvorland und in den Alpen. Diplomarbeit. Geographisches Institut der Universität Hannover.

Fischer, B., Mühlhäuser, C. 1992. Versuch zur Verminderung des Nitratausflusses aus einer naturnahen Kläranlage. Semesterarbeit, Oekozentrum Schattweid, CH 6114 Steinhuserberg.

Kickuth, R. 1984. Das Wurzelraumverfahren in der Praxis. Landschaft und Stadt 16: 145-153.

Schaum, M. 1990. Mikroklima, Wasser- und Stoffhaushalt von Sand-Pflanzenfilter-Kläranlagen in den schweizerischen Voralpen und Alpen. Diplomarbeit. Geographisches Institut der Universität Hannover.

Seidel, K., 1978. Gewässerreinigung durch höhere Pflanzen. Garten und Landschaft 1: 9-17.

Züst, B., Stamm, C., Pohl, C. 1991. Sand-Pflanzen-Filter-Kläranlage Schattweid. Schlussbericht zur Untersuchungsperiode 1986 - 1989. Zentrum für angewandte Oekologie Schattweid. CH 6114 Steinhuserberg.

PARTIKELWANDERUNG IN BOEDEN

Dagmar Riesen, Geographisches Institut, Abteilung Bodenkunde,
Hallerstrasse 12, 3012 Bern

MATERIAL

Auf der St. Petersinsel wurde eine ungestörte, strukturierte Fluvisolbodensäule gestochen. Ausgeprägte Wurmtätigkeit konnte bis in eine Tiefe von 55 cm festgestellt werden, die Durchwurzelung reichte bis in eine Tiefe von 90 cm.

Die Korngrößenverteilung der Feinerde wurde von DEMUTH (1991) bestimmt und kann Figur 1 entnommen werden.

Eine auf makroskopischen Untersuchungen basierende morphologische Beschreibung sieht folgendermassen aus:

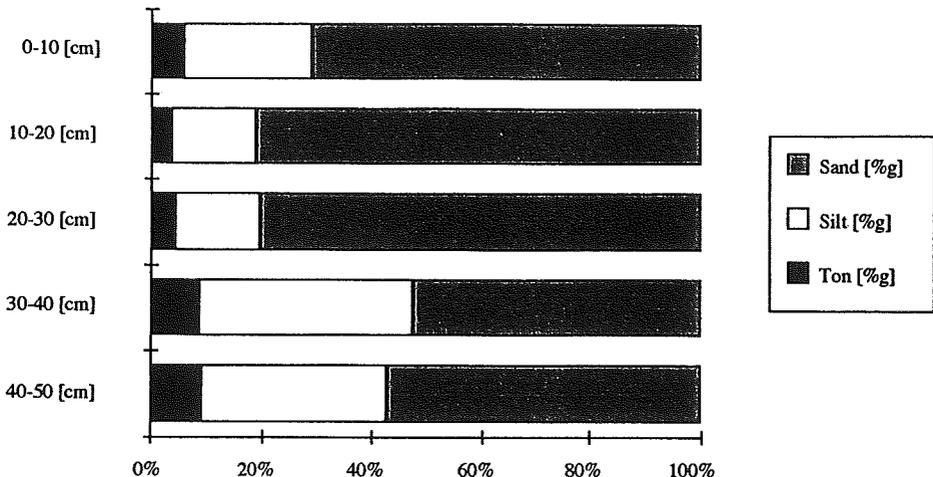
A_h - Horizont (0-5cm)

Unter einer Streuauflage von bis zu 1cm Mächtigkeit ist die Mineralerde intensiv mit dem organischen Material durchmischt und verleiht dem Boden eine hellbraune bis leicht graubraune Farbe, wobei die Durchmischung ein Anzeiger für eine hohe biologische Aktivität darstellt (RICHARD et al., 1981).

B - Horizont (5 - >90cm)

Dieser Horizont weist eine starke Strukturierung auf, indem sich sandiger Lehm und lehmiger Sand linsenförmig ausgebildet haben.

Dieser Horizont wird durch eine starke Durchwurzelung aber auch durch eine hohe Wurmtätigkeit geprägt, wohl begünstigt durch das teilweise sehr lockere Gefüge. Lokal treten auch pseudovergleyte Partien als Anzeiger von Staunässe auf.



Figur1: Korngrößenverteilung der Fluvisolbodensäule (St. Petersinsel)

Die physikalischen Kenngrößen der Bodensäule lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Porosität E:	0.45 - 0.46
Porenvolumen:	29 L
Darcy - Fluss:	$1 - 5e^{-5}$ m/s
Scheinbare Dichte:	$1.44 - 1.45$ g/cm ³

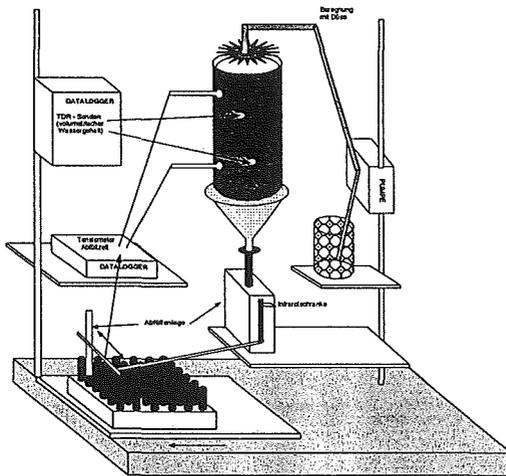
Als einzige chemische Größe wurde der pH = 7.2 bestimmt.

METHODEN

Die Infiltrationen erfolgen über eine Vollkegeldüse. Konstante Wasserzufuhr wird durch eine Zahnradpumpe gewährleistet, deren Druck und Durchflussintensität sowie das Zeitintervall der Beregnungen eingestellt werden können.

Die Exfiltrate werden über einen Trichter in einen Fraktionenprobensammler geleitet, wobei das Auffangvolumen mittels einer Infrarotschranke eingestellt werden kann (1 - 20mL). Ist die gewünschte Menge erreicht, schließt ein Magnetventil für 5s die Wasserzufuhr ab dieses Signal wird von einem Datalogger erfasst.

Zusätzlich werden Tensiometerdaten auf einem Datalogger (Campbell) und TDR - Messungen (Tektronix) registriert.



Figur 2: Versuchsanordnung der Infiltrationsexperimente

Versuchsbedingungen der St. Petersinsel Fluvisol - Bodensäule:

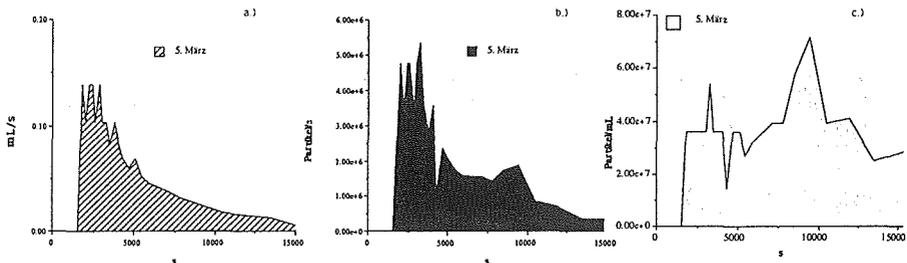
Höhe	50 cm
Durchmesser:	40 cm
Volumen:	0.063 m ³
Partikelsuspension:	$3.15e^8$ Part./mL
Beregnungsmenge:	2 L
	16 mm
Infiltrationszeit:	600 s
Intensität:	$2.65 e^{-2}$ Ls ⁻¹ m ⁻²

Partikel

Zur Simulation des Partikeltransportes wurden "Fluoresbrite™ Plain Microspheres (2.5% Solids Latex)" der Firma POLYSCIENCES, INC ausgewählt. Die Eichgerade der hier verwendeten 0.21 µm grossen, mit Fluorescein durchtränkten Latexkügelchen kann mit $y = 1.44e7x - 3.9095e^6$ angegeben werden. Die Messungen erfolgen über einen PERKIN - ELMER - FLUORIMETER. Die Exfiltrate werden vor den Messungen mit Ammoniak auf einen pH von 9 gebracht, da dies die höchsten Peakintensitäten ergibt und weil dieser Tracer im sauren Milieu kationischen Charakter annimmt. (Sorption an Tonteilchen!)

RESULTATE

Am 5. März wurde die Bodensäule erst - und einzigmalig mit einer Partikelsuspension beregnet. Wie aus Figur 3 abgelesen werden kann, tritt ein erster Peak des Partikeldurchbruchs zeitgleich mit dem ersten Exfiltrationspeak auf. Ein weiterer Konzentrationsanstieg erfolgt bei abnehmender Exfiltration. Gleichzeitig findet eine starke Zunahme der inneren Erosion statt. Mit dem Abklingen dieser inneren Erosion nimmt auch die Partikelkonzentration wieder ab um dann während des Ausflachens der Wasserdurchbruchskurve kontinuierlich wieder anzusteigen. Erst das letzte Exfiltrat zeigt wieder eine minimale Partikelabnahme.



Figur 3: Erster Infiltrationsversuch mit 0.21 µm grossen mit Fluorescein durchtränkten Latexpartikeln.

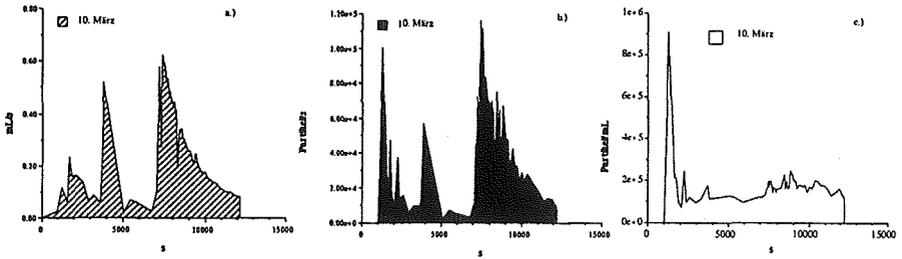
a.) Wasserdurchbruch

b.) Partikelfracht

c.) Partikelkonzentration

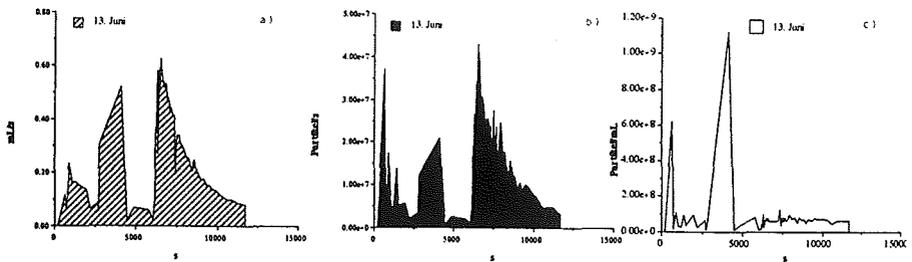
Partikelkonzentration: $3.35 \cdot 10^8$ Partikel/mL

Eine Doppelberechnung, Figur 4, zeigt ein komplexeres Bild: Hier erweist sich die erste Wasserdurchbruchskurve als unregelmässig, zeigt beim Zweitauftrag aber einen fast identen Verlauf mit derjenigen von Figur 3. Das Konzentrationsmaxima der Partikel findet sich in den allerersten Perkolaten. Bei Zunahme der Exfiltrationsmenge steigt die Partikelkonzentration auch ein wenig an aber nicht im gleichen Ausmass wie bei der ersten Beregnung. Während des Abklingens des Wasserflusses zeigt die Microsphereskurve ein starkes Fluktuieren aber kein Ansteigen wie in Figur 3. Werden die zeitbezogenen Wasser - und Partikeldurchbruchskurven miteinander verglichen, überwiegen die Partikelpeaks zu Beginn der Erstberegnung, werden aber, wenn mehr Wasser im System ist, sensu lato kongruent in ihrem Verlauf.



Figur 4: Doppelberechnung mit Berner Leitungswasser. Der Zweitaufrag erfolgte nach 7200 s.
a.) Wasserdurchbruch
b.) Partikelfracht
c.) Partikelkonzentration

Figur 5: zeigt eine weitere Doppelberechnung. Auch hier ist die maximale Konzentration der Partikel pro mL am Anfang zu verzeichnen um sodann um einen Faktor sechs abzufallen. Die beiden anderen Kurven zeigen ebenfalls einen ähnlichen Verlauf wie die in Figur 4 beschrieben.



Figur 5: Doppelberechnungsversuch mit Berner Leitungswasser. Der Zweitaufrag erfolgte nach 7200 s.
a.) Wasserdurchbruch
b.) Partikelfracht
c.) Partikelkonzentration

Aus sämtlichen Abbildungen geht hervor, dass die Partikelkonzentrationen bei Exfiltrationsbeginn einen schnellen Anstieg aufweisen und ihr Maxima vor dem oder zeitgleich zum Ausflussmaxima erreichen. Nach einem ersten Konzentrationsabfall, kann nochmals ein "Berg" im Kurvenverlauf beobachtet werden, während dem auch die innere Erosion der Bodensäule stark ansteigt.

Bei Doppelberechnungen (Figuren 4 & 5) erfolgt der zeitbezogene Maximalpeak des Mikropartikeldurchbruches wenige Minuten nach Beginn der zweiten Infiltration. (7200s) Nach einer Gesamtinfiltration von einem Porenvolumen (29 L) konnten 41% der aufgegebenen Mikropartikel im Exfiltrationswasser nachgewiesen werden. Die Gesamtexfiltrationsmenge entspricht 12.6 L, 43% des Porenvolumens.

INTERPRETATION

Das Auftreten der Microspheres im Exfiltrationswasser des ersten Versuches wird als Hinweis auf Makroporenfluss gedeutet. Zumal die Wasserdurchflussgeschwindigkeit hier um einen Faktor hundert höher ist als der Darcy - Fluss.

Das schnellere Erreichen des Partikelkonzentrations- als des Exfiltrationsmaxima kann dadurch erklärt werden, dass die Partikel an der Grenzschicht Gas - Wasser vor der eigentlichen Wasserfront hergeschoben werden. (WAN: 1992)

Die Partikelpeaks, die zeitgleich zur inneren Erosion auftreten, werden vorläufig so interpretiert, dass der Wasserfilm im Porenraum abbricht und zu Erosion und Mitschleppen von deponierten Partikeln führen mag. ("entrainment")

LITERATUR

N. Demuth: 1991, Deutsche Bodenkundliche Mitteilungen, Bd. 82

Richard et al.: 1981, Physikalische Eigenschaften von Böden in der Schweiz, Bd.2, Nr. 9, Flut - Insel

J. Wan, J.L. Wilson: (1992), New findings on Particle transport within the vadose zone: The role of the gas - water interface. In Hubert J. Morel - Seydoux, Verlag Atherton, California; Hydrology days publ. March 31 - Apr. 3 1991, Colorado State University, Fort Collins, Colorado

Sanfte Sanierungsmethoden für schwermetallbelastete Böden

R. Krebs¹⁾, B. Lothenbach²⁾, S. Gupta¹⁾, G. Furrer²⁾ und R. Schulin²⁾

¹⁾Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, 3097 Liebefeld

²⁾Inst. für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstr.3, 8952 Schlieren

Einleitung

Die zunehmende Schwermetallbelastung der Böden durch Abgase, Abwässer und landwirtschaftliche Hilfsstoffe führt langfristig zu einer Beeinträchtigung der Bodenfruchtbarkeit sowie zu einer Erhöhung der Grundbelastung in Trinkwasser und Nahrungsmitteln.

Untersuchungen der löslichen Schwermetallgehalte (NaNO₃-Extraktion nach VSBo(1986)) in Landwirtschaftsböden der Schweiz ergaben zum Teil massive Überschreitungen der gesetzlichen Richtwerte (FAC, 1989). Es müssen Massnahmen ergriffen werden, damit die Schadstoffe nicht ins Grundwasser oder in die Nahrungskette gelangen können.

Das Ziel von Sanierungsmassnahmen ist die Wiederherstellung der vielfältigen Funktionen eines gesunden Bodens.

Herkömmliche Sanierungsmethoden, wie zum Beispiel die Bodenwaschung, haben in der Regel eine weitgehende Zerstörung der Bodenfruchtbarkeit zur Folge. Die Deponierung des belasteten Bodenmaterials ist aufgrund des knappen Deponieraumes und der angestrebten Erhaltung von Ressourcen nur in sehr beschränktem Mass möglich. Sowohl der Aushub als auch die Waschung des Bodens sind darüber hinaus sehr kostspielige Massnahmen. Derartige Methoden eignen sich daher kaum für die Sanierung von grossflächig kontaminierten Böden.

Um die beschriebenen Nachteile zu vermeiden, werden im koordinierten Projekt "Sanfte Sanierungsmethoden für schwermetallbelastete Böden" des Schwerpunktprogrammes Umwelt (SPP-U) Massnahmen untersucht, die die chemischen, biologischen und physikalischen Eigenschaften der Böden weitgehend intakt lassen. Diese Methoden sind relativ kostengünstig und erlauben es, den beeinträchtigten Boden an Ort und Stelle zu belassen. Bei bestehenden Belastungen wird eine differenzierte Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit angestrebt, und nur als letzte Möglichkeit werden harte Sanierungsmassnahmen in Betracht gezogen.

Das Ziel einer Bodensanierung kann nicht die vollständige Bindung oder Entfernung aller Schwermetalle aus dem Boden sein. Vielmehr geht es darum, die löslichen Konzentrationen der Schwermetalle auf ein nicht-toxisches Mass zu verringern (Fig. 1).

Einige Schwermetalle, wie z.B. Kupfer und Zink, werden in einer geringen Konzentration von den Pflanzen und Tieren benötigt, sind in höheren Konzentrationen jedoch toxisch.

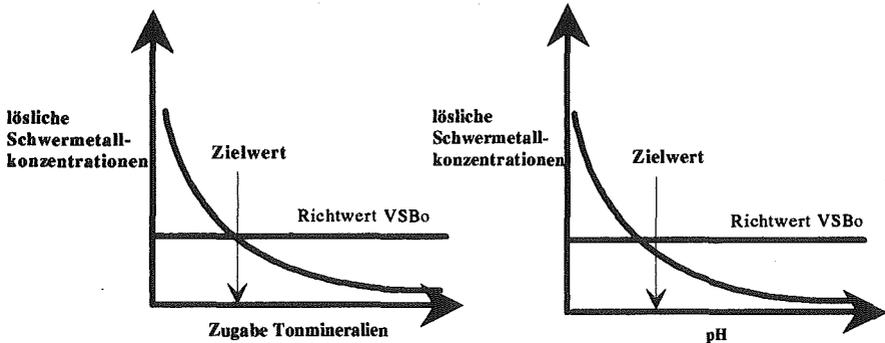


Fig. 1: Verminderung der löslichen Schwermetallkonzentrationen durch Zugabe von Tonmineralien (links) und pH-Erhöhung (rechts)

Untersuchungskonzept

In Laborversuchen werden zur Immobilisierung der löslichen Schwermetallanteile im Boden neue Bindemittel erprobt und die Adsorptionseigenschaften bestehender Bindemittel untersucht. In der Folge soll die Anwendbarkeit und die Umweltverträglichkeit des Einsatzes von Bindemitteln in Feldversuchen geprüft werden. Mögliche Nebeneffekte, wie die unerwünschte Fixierung von Nährstoffen, sollen frühzeitig erkannt und mit entsprechender Wahl und Dosierung der Bindemittel möglichst vermieden werden.

Die Verminderungen der löslichen Schwermetallgehalte unterhalb die Toxizitätsgrenze wird mit drei verschiedenen Methoden angestrebt:

Durch *Aufkalkung* wird der pH im Boden erhöht. Im pH-Neutralbereich sind für Fauna und Flora nur sehr geringe Schwermetallanteile verfügbar. In einem langjährigen Feldversuch der FAC Liebefeld werden schwermetallbelastete Parzellen aufgekalkt und die damit verbundenen Effekte auf die Schwermetalle und Nährstoffe in Pflanzen, Bodenlösung und Boden untersucht.

Durch gezielte *Zugabe von Bindemitteln* können leichtmobilisierbare Schwermetalle derart fixiert werden, dass diese bei einem allfälligen Versauerungsschub nur noch in geringem Ausmass oder sehr langsam freigesetzt werden.

Mit *hyperakkumulierenden Pflanzen* können Schwermetalle aus dem Boden entfernt werden, ohne dass die Bodenfruchtbarkeit beeinträchtigt wird. Mit spezialisierten Pflanzen werden in einem weiteren SPPU-Teilprojekt (H.-R. Felix, MBT Umwelttechnik AG, Münchenstein) Untersuchungen auf anthropogen belasteten Böden durchgeführt.

Wirkungsweise der Bindemittel

Während die Immobilisierung von Schwermetallen beim Aufkalken vor allem indirekt über die Erhöhung des pH-Wertes der Bodenlösung erfolgt, führt die Zugabe von Bindemitteln zu einer Erhöhung der Quantität und Qualität der Bindungsstellen für Schwermetalle. Somit wird die Bioverfügbarkeit der Schwermetalle vermindert (Fig.2).

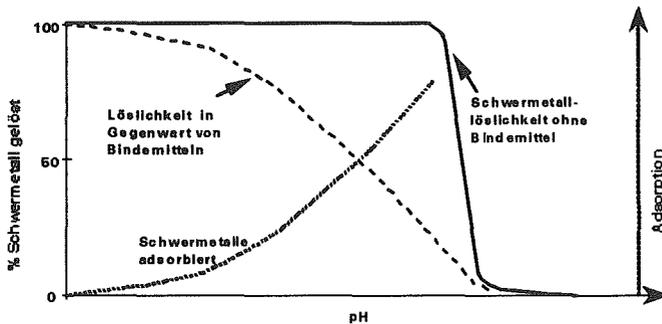


Fig.2: Schematisch: Verminderung der bioverfügbaren Schwermetallkonzentrationen

Als Bindemittel werden unter anderem Tonmineralien eingesetzt. Die Tonmineralien besitzen aufgrund isomorpher Substitution eine permanent negativ geladene Oberfläche. Die Bindung der Schwermetalle an Tonmineralien erfolgt in den meisten Fällen durch Kationenaustausch (Gisi et al., 1990). Durch Zugabe von gelöstem Aluminium zu Tonmineralien lassen sich die Bindungsstellen der Tonmineralien sowohl quantitativ als auch qualitativ verbessern (siehe "Bisherige Resultate").

Zweiwertige Schwermetallkationen werden aufgrund ihrer chemischen Eigenschaften gegenüber Ca^{2+} und Mg^{2+} bevorzugt adsorbiert. Trotzdem besteht bei einer Überdosierung von Bindemitteln die Möglichkeit einer unerwünschten Festlegung von Nährstoffen (Geiger et al., 1993).

Das bessere Bindungsvermögen der Tonmineralien kann auch bewirken, dass Schwermetalle im Falle einer Versauerung wesentlich langsamer wieder freigesetzt werden als in unbehandelten Böden (Fig.3).

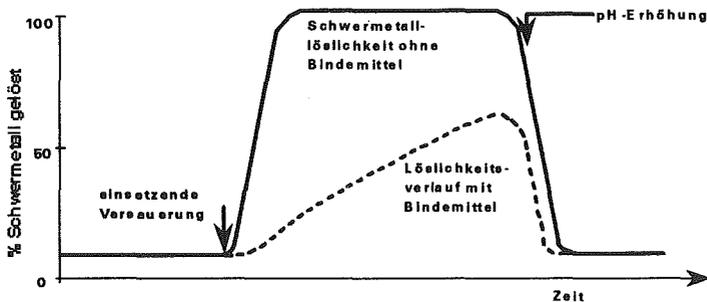


Fig.3: Kinetischer Effekt auf die Schwermetalllöslichkeit bei Versauerung des Bodens

Bisherige Resultate

In Laborversuchen wurde bisher das Adsorptionsvermögen verschiedener Tonminerale, sowie von Kiesschlamm untersucht. Schwermetalle weisen im Boden unterschiedliche Affinitäten zu Tonmineralien und organischem Material auf. Während Kupfer zu einem grossen Teil durch organische Substanzen gebunden wird, wird Zink bevorzugt an Tonmineralien adsorbiert.

In Batchversuchen mit Kupfer und Zink wurde unter anderem Kiesschlamm als Bindemittel eingesetzt. Kiesschlamm ist ein Abfallprodukt der Kiesgewinnung mit Tonmineralien (40 Gew.-%) und organischem Material (8 Gew.-%), welches sich als gutes Bindemittel für Zink und Kupfer erweist (Fig.4).

Es ist zu beachten, dass bei pH-Werten > 5 die Ausfällung von Kupferhydroxid einsetzt. Trotzdem wird aus Figur 4 deutlich, dass in Lösungen mit hoher Kiesschlammkonzentration bei pH-Werten unter 8 deutlich weniger Kupfer gelöst bleibt, als in Lösungen mit niedriger Kiesschlammkonzentration. Die Gegenwart von Kiesschlamm vermag also die Kupferkonzentration herabzusetzen.

Bei Zink-Lösungen tritt die Hydroxidausfällung ungefähr ab $\text{pH} > 7$ auf. In diesem pH-Bereich werden durch 5g Kiesschlamm/l Zinklösung bereits alle Schwermetalle gebunden. Bei 2g Kiesschlamm/l wird das Zink erst bei $\text{pH} > 7.5$ vollständig an die Tonminerale gebunden, während mit 1g Kiesschlamm/l im untersuchten pH-Bereich bis $\text{pH} 7.5$ keine vollständige Eliminierung des Zinks aus der Lösung gelang.

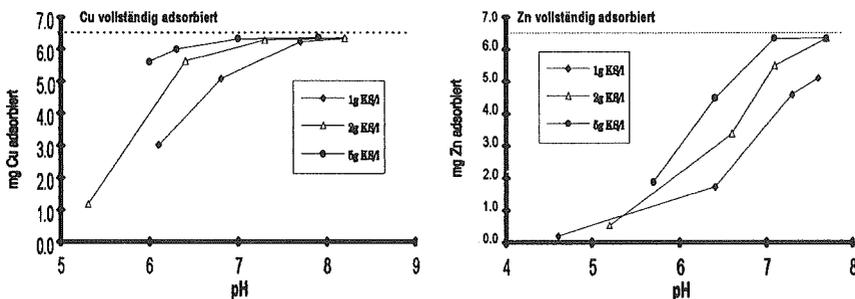


Fig.4: Adsorption von Kupfer und Zink durch Kiesschlamm (Abfallprodukt der Kiesgewinnung mit Anteilen an Tonmineralien und organischem Material). Batchversuche mit 10^{-4}M CuCl_2 resp. ZnCl_2 -Lösungen in Abhängigkeit des pH-Wertes

Die Adsorptionsfähigkeit von Tonmineralien für Cadmium kann durch Zugabe von Aluminium deutlich erhöht werden (Fig.5). Aluminium kann sich in die Zwischenschichten des Montmorillonits als Polyhydroxyaluminium einlagern und so die Oberfläche vergrössern. Durch die Bedeckung der planaren Siloxanflächen des Tonminerals mit Aluminiumhydroxid kann zudem die Adsorptionsaffinität für Schwermetalle verbessert werden.

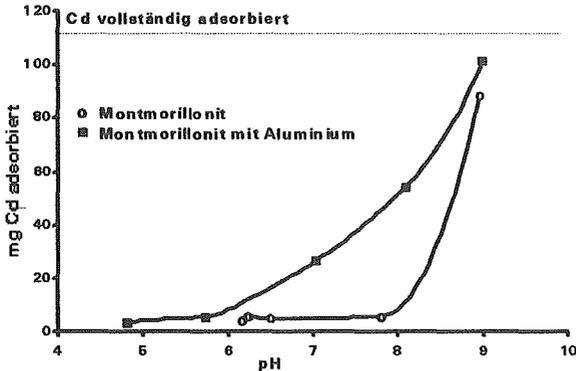


Fig. 5: Adsorption von Cadmium an Montmorillonit (Batchversuch mit 10^{-3} M Cd, 2 g Montmorillonit/l, $I=0.1$ M NaCl, $Al = 4 \cdot 10^{-3}$ M bzw. 0 M)

Ausblick

Die Laborversuche dienen dazu, Gefäss- und Feldparzellenversuche zu planen. Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass der eingeschlagene Weg einer Behandlung durch pH-Erhöhung und Zugabe von Bindemitteln gangbar ist, um schwermetallbelastete Landwirtschaftsböden "sanft" zu sanieren, d. h. nicht lediglich zu entgiften, sondern auch ihre Fruchtbarkeit wieder vollumfänglich herzustellen.

Literaturverzeichnis

- FAC (1989): *Methodik zur Bestimmung biologisch relevanter Schwermetallkonzentrationen im Boden und Überprüfung der Auswirkungen auf Testpflanzen und Mikroorganismen in belasteten Gebieten*. Schriftenreihe der FAC Nr.2. Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), Liebefeld-Bern. 54 p.
- Geiger G., Federer P. und Sticher H. (1993): *Reclamation of Heavy Metal-Contaminated Soils: Field Studies and Germination Experiments*. J. Environ. Qual. **22**, 201-207.
- Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F.X. und Sticher H. (1990): *Bodenökologie*. Thieme, Stuttgart. 304 p.
- VSBo (1986): *Verordnung über Schadstoffe im Boden* (Stand 1. Juli 1991). SR 814.12.

Veränderungen der oberen Waldgrenze im Holozän - Eine vegetationsgeschichtliche und bodenkundliche Untersuchung in der subalpinen und alpinen Stufe der Alpe d'Essertse (VS).

Willy Tinner, Geographisches Institut der Universität Bern, Abteilung für Bodenkunde
Hallerstrasse 12, CH 3012 Bern

Einleitung

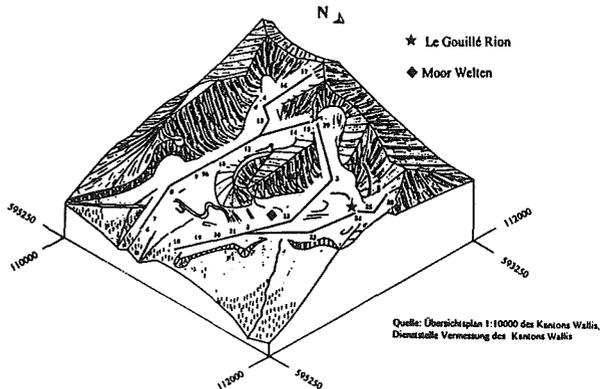
Die alpine Waldgrenze ist als Obergrenze hochstämmiger Waldformationen eine der markantesten Landschaftsgrenzen. Sie kann als Indikator für verschiedene Prozesse dienen. Einerseits wurde in den europäischen Gebirgen die Waldgrenze in historischer und prähistorischer Zeit durch menschliche Aktivitäten gesenkt. Andererseits beeinflussen auch Klimaänderungen die Höhenlage der Waldgrenze (LANG 1993: 317-327, AMMANN & WICK 1993: 175-185). Die klassischen Methoden zur Erforschung der Waldgrenzgeschichte sind die Pollenanalyse und die Pflanzen-Grossrestanalyse. Auch die Bodenkunde hat sich mit dieser Fragestellung eingehend beschäftigt, so beispielsweise SORENSON et al. (1971: 468-473), UGOLINI et al. (1981), UGOLINI & EDMONDS (1983: 207-215), BIRKELAND (1984: 268 ff).

In den europäischen Gebirgen sind Waldgrenze und Baumgrenze meist räumlich getrennt. Die Waldgrenze ist die Obergrenze der geschlossenen Wälder, die Baumgrenze die Obergrenze einzelner Bäume. Diese ist nach ELLENBERG (1986: 520 ff) gleichzusetzen mit der potentiellen Waldgrenze und zeigt, abgesehen von felsigen Hängen, die Obergrenze des natürlichen Waldwuchses. Der Abstand zwischen Waldgrenze und Baumgrenze wird vorwiegend auf die menschliche Nutzung der Alpen zurückgeführt.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Das Untersuchungsgebiet Alpe d'Essertse (Gemeinde Hérémence) befindet sich in den Walliser Alpen im Hérémencetal (vgl. Abb. 1), umfasst ungefähr 3 km² und liegt zwischen 2000 und 2600 m Höhe. Die Jahresmitteltemperatur der Alpe d'Essertse beträgt ca. 1° C., die Jahresniederschlagsmenge je nach Höhe 1100 mm und mehr (ROH & REY 1989: 170). Die Waldgrenze liegt in 2100 m Höhe, die Baumgrenze in ca. 2320-2350 m ü.M. (höchststeigende Baumgruppe bei der Crête de Thyon).

Abb. 1: Transekte, Profilstellen der Bodenuntersuchungen Alpe d'Essertse, Gemeinde Hérémence (VS).



Für die Bodenuntersuchungen wurden in 1780 m und 2060 m Höhe zwei Untersuchungsstellen unter Lärchen-Rottannen- bzw. Lärchen-Arvenwald in Les Collons und Thyon (Gemeinde Vex) beigezogen, dies weil geeignete Nadelwälder auf Moränenmaterial unterhalb der Alpe d'Essertse fehlen. Die Alpe d'Essertse ist eine spätglaziale Moränenlandschaft mit ausgeprägten Moränenwällen. Aus den vegetationsgeschichtlichen Untersuchungen (vgl. dazu WELTEN 1982: 59-62) und aus Schneegrenzberechnungen geht hervor, dass die Alpe d'Essertse bereits vor 13000-10000 Jahren eisfrei wurde. Für die bodenkundlichen Untersuchungen sind die Moränenablagerungen und insbesondere die Moränenwälle zentral. Nach BERRY (1987: 210-225) und BIRKELAND & BURKE (1988: 473-484) garantieren bodenkundliche Untersuchungen auf Moränenwällen: 1. Eine möglichst einheitliche Geologie. 2. Keine grössere Erosion und keine grössere Materialablagerung seit dem Gletscherrückzug und seit dem Beginn der Bodenbildung. 3. Eine möglichst grosse *in situ* Verwitterung. 4. Die Datierung der Moränenwälle setzt den Beginn der Bodenbildung fest. Die bodenkundlichen Untersuchungen richteten sich deshalb nach dem Vorkommen von Moränenwällen, die meisten Profilstellen liegen auf einer Moränenwallschulter in Südostexposition.

Die bodenkundlichen Untersuchungen basieren auf das Bodenentwicklungsmodell von JENNY (1941, 1980; zitiert in BIRKELAND 1984: 162-169). Jenny geht davon aus, dass der Einfluss der einzelnen Bodenbildungsfaktoren auf die Bodeneigenschaften (s) nur untersucht werden kann, wenn ein Faktor der Bodengleichung variiert und die anderen dagegen konstant sind. Bei der Biofunktion variiert nur der Biofaktor (o), der nach Jenny durch die potentielle Vegetation definiert ist. Die Variationen in Klima (cl), Topographie (r), Ausgangsgestein (p) und Zeit (t) sind durch eine geschickte Standortwahl möglichst klein zu halten. Werden Bodenprofile ausschliesslich in Abhängigkeit der Biofunktion eingeordnet, so wird von einer Biosequenz gesprochen (UGOLINI & EDMONDS, 1983: 201). Die Untersuchung von Biosequenzen ist nach BIRKELAND (1984: 165) und UGOLINI & EDMONDS (1983: 212) an Standorten möglich, wo alle Faktoren mit Ausnahme der Vegetation nur geringfügig variieren. Solche Standorte sind ziemlich selten, das meistgewählte Beispiel ist der Übergang Grasland - Wald an der unteren und oberen Waldgrenze.

S oder s = f(cl, o, r, p, t,....)	Bodengleichung
s = f(o, cl, r, p, t,....)	Biofunktion

Es wurden 25 Profilstellen entlang von zwei Transekten untersucht und mit zwei Profilstellen unter subalpinen Waldbeständen verglichen. Vier Referenzprofile in 1780 m, in 2300 m, in 2380 m und 2500 m Höhe erfüllen jede Bedingung einer Biosequenz. Die restlichen Profilstellen verbinden die vier Referenzprofile und erfüllen mit Ausnahme der Neigung die Bedingungen einer Biosequenz. Folgende bodenkundliche Methoden wurden angewendet: 1. Bei sämtlichen Profilen wurden die Bodeneigenschaften Horizontierung, Gründigkeit, Skelettgehalt, Bodenfarbe, und Gefüge im Feld beschrieben. Mit Hilfe der Bodenfarbe wurde der Humusgehalt der A-Horizonte und mit einem Reibtest die Körnung der Feinerde geschätzt. 2. Messung des pH-Wertes (H₂O, pH-Elektrode) aller beschriebenen Horizonte. 3. Bestimmen der Kornverteilung in den Horizonten der vier Referenzprofile mittels Pipett- und Siebanalyse. 4. Die Böden wurden nach PEYER & FREI (1992) klassiert.

Die vegetationsgeschichtlichen Methoden können im Rahmen dieser Veröffentlichung nicht detailliert beschrieben werden. Festgehalten sei, dass die Seesedimente von Le Gouillé Rion (2343 m ü.M.) im Pollenlabor des Systematisch-Geobotanischen Institutes der Universität Bern nach den üblichen Methoden palynologisch analysiert wurden. Die Grossrestanalyse beschränkte sich auf Koniferen-Spaltöffnungen im Pollenpräparat und auf Nadeln, die bei der Probenahme der Seesedimente gefunden wurden. Das erstellte Pollendiagramm wurde in lokale

Pollenzonen eingeteilt und durch Vergleiche mit ^{14}C -datierten Diagrammen aus dem Wallis datiert, insbesondere wurden die Diagramme von WELTEN (1982) beigezogen. Dadurch konnte das Pollendiagramm in Chronozonen nach WELTEN (1982: 91) eingeteilt werden.

Resultate

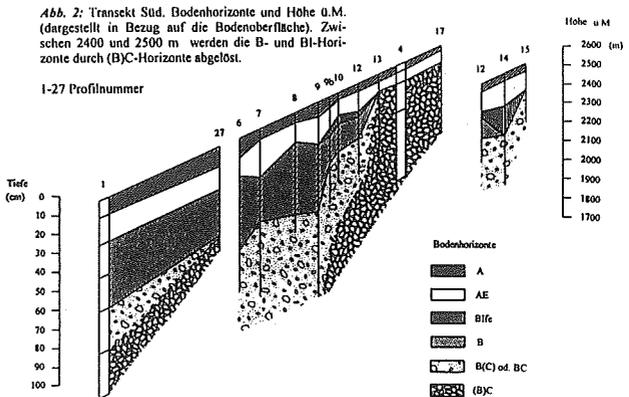
In 2290 m Höhe, ungefähr 53 m tiefer gelegen und 600 m vom untersuchten See Le Gouillé Rion entfernt, befindet sich die Bohrstelle von WELTEN (1982: 59-62). Weit oberhalb der heutigen Waldgrenze fand er in Moorablagerungen Spaltöffnungen der Arve, der Lärche und des Wacholders, die er mit Hilfe eines Pollendiagramms als lichten Lärchen-Arvenwald interpretierte. Das untersuchte Moor lieferte leider keine Informationen für die Zeit nach 4000 BP (Before Present). Die Untersuchung von Le Gouillé Rion erlaubt es, diese Informationslücke zu schliessen. Die für die Fragestellung wichtigen Ergebnisse sollen hier kurz zusammengefasst werden.

Das Pollendiagramm von Le Gouillé Rion reicht bis in die Zeit vor 12000 BP zurück (TINNER 1993). In der Späteiszeit wachsen um das Seelein in 2343 m Höhe Schuttfuren und alpine Rasen. Um 9500, im Präboreal, wird das Gebiet von Lärchen, 500-1000 Jahre später auch von Arven besiedelt. Bis 6500 BP besteht ein Lärchen-Arvenwald, von 6500 BP bis 4500 BP ein Arvenwald. Der Arvenwald wird durch dichter werdende Grünerlengebüsche ersetzt, die das Landschaftsbild von 4500-2000 BP prägen. Einzelne Lärchenbäume kommen noch vor. Erst um 2000 BP werden die Grünerlengebüsche durch Wiesen und Weiden ersetzt, die noch heute das Bild der Alpe d'Essertse prägen. Die Ausbreitung der Grünerlen wird mit einer ersten menschlichen Nutzung der Alpen, möglicherweise aber auch mit einer gleichzeitig stattfindenden Klimaänderung in Zusammenhang gebracht (vgl. WELTEN 1982: 100-102). Auffällig ist, dass sich parallel zur Grünerle die Rottanne ausbreitet und Kulturzeiger (Cannabaceae, Cerealia), sowie Weidezeiger (*Plantago alpina*, *Juniperus*) auftreten oder stark zunehmen.

Die Abb. 2 zeigt die Veränderung der Bodenhorizonte und deren Mächtigkeit mit zunehmender Höhe entlang dem südlichen Transekt (vgl. Abb. 1).

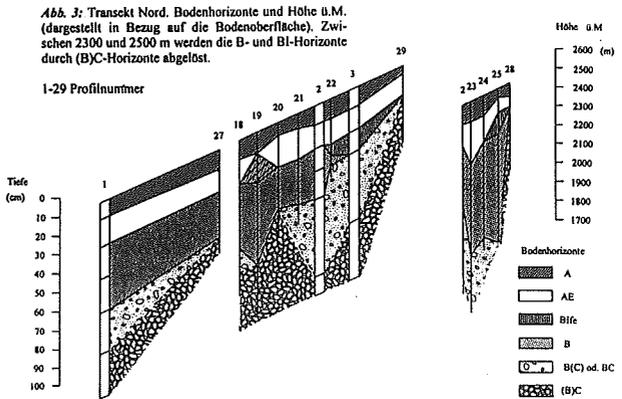
Daraus kann der Bodentyp abgeleitet werden: saure Braunerden, Braunpodsole, Ranker. Körnung und Bodenskelett können in sehr summarischer Weise abgeschätzt werden: Die A-, B- und I-Horizonte haben Tongehalte (Reibtest) zwischen 5-10 und 10-20 % und Schluffgehalte zwischen 40 und 50 %. Die (B)C-Horizonte sind tonärmer, der Tongehalt liegt zwischen 0 und 5 %, der Schluffgehalt zwischen 40 und 45 %.

Der Skelettgehalt der A-, B- und I-Horizonte liegt zwischen 10-15 und 30 Volumenprozent, derjenige der (B)C-Horizonte bei 30-40 Volumenprozent. Die BC- und B(C)-Horizonte nehmen eine Zwischenstellung zwischen den beiden Horizontgruppen ein. Das Gefüge der untersuchten Böden ist noch enger an die Horizonte gebunden: Ah-Horizonte haben ein Krümelge-



fuge, AE-, B- und I-Horizonte ein polyedrisches Gefüge und die (B)C-Horizonte ein unstrukturiertes Primitivgefüge. Die Transektverzweigung nach Profil 12 ist aus Abb. 1 ersichtlich, die Profile 14 und 15 (in Abb. 2 rechts) bilden dabei eine Ergänzung zum Haupttransekt und bestätigen, dass ab 2500 m Höhe keine B- oder I-Horizonte mehr zu erwarten sind. Zum Vergleich sind die beiden Profilstellen unter Waldbeständen (Profil 1, 27) ebenfalls abgebildet. Die Bodenmorphologie entlang dem Transekt Süd (Biosequenz) verändert sich zwischen 1780 und 2300 m kaum. In der Folge tritt ein Bife-Horizont auf, während die Mächtigkeit des B-Horizontes abnimmt. Zwischen 2400 und 2500 m werden die B- und BI-Horizonte durch kaum verwittrerte (B)C-Horizonte abgelöst.

Beim Transekt Nord (Abb. 3) verläuft der Wechsel der Bodeneigenschaften mit zunehmender Höhe ähnlich wie beim Transekt Süd. Mächtige B-Horizonte (Profil 25) kommen bis in 2380 m Höhe vor. Die Körnungssummenkurven der vier Referenzprofile zeigen, dass sämtliche Horizonte aus Moränenmaterial entstanden sind. Die Fraktionen Ton, Schluff, Kies, Sand sind alle vertreten, es dominieren die Schluff- und Sandfraktion.



Schlussfolgerungen

Aus den vegetationsgeschichtlichen Untersuchungen geht hervor, dass von 9500 bis 4500 BP die Waldgrenze höher lag als das Seelein Le Gouillé Rion (2343 m ü. M.). Die aktuelle Waldgrenze liegt heute in 2100 m, die Baumgrenze in 2320-2350 m Höhe. Die Biofunktion nach Jenny erklärt den Wechsel in der Morphologie der Böden der Alpe d'Essertse durch eine Änderung der Vegetation. Mit Kenntnis der Vegetationsgeschichte kann dieser Befund als Folge eines ehemaligen Waldgrenzhöchststandes interpretiert werden, findet doch der Wechsel von Verwitterungs- zu Silikatböden 50-100 m oberhalb der heutigen potentiellen Waldgrenze statt. Es ist anzunehmen, dass die Waldgrenze im Untersuchungsgebiet die Höhe von 2500 m nie erreichte. Diese Annahme beruht darauf, dass Böden nach KARLSTROM & OSBORN (1992: 108-123) neben reversiblen Eigenschaften (z.B. pH) auch metastabile Eigenschaften aufweisen (Horizontabfolge, Bodenfarbe, Körnung, Tonmineralogie u.a.), die Zehntausende von Jahren unverändert bleiben können, auch wenn sich in der Zwischenzeit die Bodenbildungsfaktoren verändert haben. Die metastabilen Eigenschaften eines Bodens, der sich unter Wald gebildet hat, können unter Umständen auch Jahrtausende nach dem Verschwinden des Waldbestands erhalten bleiben. Die Annahme, dass die Waldgrenze die Höhe von 2500 m nie erreichte, wird auch durch Funde von Holzkohlestückchen unterstützt, die regelmässig in den Bodenprofilen bis in 2380 m Höhe gefunden wurden. Es ist keinesfalls so, dass knapp oberhalb der Waldgrenze an jedem Standort ein Wechsel von A-B-C zu A-C Böden erwartet werden muss. Vielmehr ist der hier festgestellte Wechsel in der Bodenmorphologie typisch für die Alpe d'Essertse und für die Bodenbildungsfaktoren, die an diesem Standort die Bodeneigenschaften bestimmen. Der Grund für die festgestellte Änderung der Bodenmorphologie knapp oberhalb der Waldgrenze ist vielleicht in der sprunghaftigen Abnahme der Nettoproduktivität an der Waldgrenze zu suchen (ELLENBERG: 1986: 545-562, STRASBURGER et al. 1991: 888), geht

doch VAN BREEMEN (1993: 202) davon aus, dass sich Unterschiede in der Nettoproduktivität von Pflanzen auf Böden stark auswirken können.

Dank

Für die Betreuung der Untersuchung möchte ich B. Ammann, P. Germann, K. Peyer und L. Wick herzlich danken.

Literatur

- AMMANN B. & WICK L., 1993: Analysis of fossil stomata of conifers as indicators of the alpine tree line fluctuations during the Holocene. In: FRENZEL B. 1993: Oscillations of the Alpine and Polar Tree Limits in the Holocene. *Paläoklimaforschung* 9: 175-186. Stuttgart: Gustav Fischer.
- BERRY M.E., 1987: Morphological and Chemical Characteristics of Soil Catenas on Pinedale and Bull Lake Moraine Slopes in the Salmon River Mountains, Idaho. *Quaternary Research* 28: 210-225.
- BIRKELAND P.W., 1984: Soil and Geomorphology. New York & Oxford: Oxford University Press.
- BIRKELAND P.W. & BURKE R.M., 1988: Soil catena chronosequences on eastern Sierra Nevada moraines, California, U.S.A.. *Arctic and Alpine Research* 20 (4): 473-484.
- ELLENBERG H., 1986: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Stuttgart: Eugen Ulmer.
- KARLSTROM E.T. & OSBORN G., 1992: Genesis of Buried Paleosols and Soils in Holocene and Late Pleistocene Tills, Bugaboo Glacier Area, British Columbia, Canada. *Arctic and Alpine Research* 24 (2): 108-123.
- LANG G., 1993: Holozäne Veränderungen der Waldgrenze in den Schweizer Alpen - Methodische Ansätze und gegenwärtiger Kenntnisstand. Festschrift Zoller, *Dissertationes Botanicae* 196: 317-327.
- PEYER K. & FREI E., 1992: Klassifikation der Böden der Schweiz. Profiluntersuchung, Klassifikationssystem, Definitionen der Begriffe, Anwendungsbeispiele. Eidgenössische Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau, Zürich-Reckenholz
- ROH P.-D. & REY Ch., 1989: Les marais de l'Essertse (Hérémente, VS). *Bull. Murithienne* 107: 167-185.
- SORENSEN C.J., KNOX J.C., LARSEN J.A. BRYSON R.A., 1971: Paleosols and the Forest Border in Keewatin, N.W.T.. *Quaternary Research* 1: 468-473.
- STRASBURGER E., SITTE P., ZIEGLER H., EHRENDORFER F. & BRESINSKY A., 1991: Lehrbuch der Botanik. Stuttgart-Jena-NewYork: Gustav Fischer.
- TINNER W., 1993: Holozäne Veränderungen der oberen Waldgrenze. Diplomarbeit Geographisches Institut der Universität Bern.
- UGOLINI F.C., REANIER R.E., RAU G.H., HEDGES J.I., 1981: Pedological, isotopic, and geochemical investigations of the soils at the boreal forest and alpine tundra transition in Northern Alaska. *Soil Science* 131 (6): 359-374
- UGOLINI F.C. & EDMONDS R.L., 1983: Soil Biology. In: WILDING L.P., SMECK N.E. & HALL G.F., 1983: Pedogenesis and Soil Taxonomy - I. Concepts and Interactions. Amsterdam-Oxford-New York: Elsevier.
- VAN BREEMEN N., 1993: Soils as biotic constructs favouring net primary productivity. *Geoderma* 57: 183-211.
- WELTEN M., 1982: Vegetationsgeschichtliche Untersuchungen in den Schweizer Alpen: Bern-Wallis. *Denkschr. Schweiz. Naturf. Ges.* 95: 1-104 u. Diagrammheft.

Wasseraufnahme von Wurzeln bei räumlich heterogener Wasserverteilung

Urs Schmidhalter, Institut für Pflanzenwissenschaften,
ETH Zürich, Eschikon 33, 8315 Lindau

Die Wasseraufnahme von Wurzeln bei räumlich variablen Bodenmatrixpotentialen wurde quantifiziert. Solange der evaporative Bedarf durch Wasseraufnahme von Wurzeln, die sich in feuchteren Bodenschichten finden, gedeckt werden kann, erfolgt die Wasseraufnahme primär aus diesen Schichten. Ist der Wasserstress nicht zu stark, equilibrieren Wurzeln und Spross über Nacht mit feuchten Bodenzonen. Wurzeln, die sich in trockeneren Zonen befinden werden mit Wasser aus feuchteren Kompartimenten versorgt, vorausgesetzt es findet sich dort eine genügend grosse aktive Wurzelmasse. Wird der evaporative Bedarf im Verlauf des Tages grösser als durch Nachlieferung des Wassers aus feuchteren Bodenschichten gedeckt werden kann, werden die Wasserpotentiale von Spross und Wurzel soweit erniedrigt, dass eine Aufnahme von Wasser aus trockeneren Kompartimenten erfolgen kann.

Einleitung

Wasser und Nährstoffe sind meistens nichthomogen in der Rhizosphäre verteilt. Vertikale Gradienten in der Verteilung von Wasser und Nährstoffen resultieren aus der Aktivität der Wurzeln, aus Bewirtschaftungsmassnahmen oder sind bedingt durch orts- und klimaspezifische Faktoren. Vertikale Gradienten in der Wasserverteilung sind besonders bei Austrocknung und Wiederbefeuchtung der Böden ausgeprägt. Bis anhin fehlen aussagekräftige Experimente, die die Prinzipien der Wasseraufnahme durch Wurzeln aus dieser Normalsituation aufzeigen.

Die Wasseraufnahme durch Wurzeln bei räumlich verschiedenen Bodenmatrixpotentialen wurde in dieser Arbeit untersucht. Um ein besseres Verständnis dieser Situation zu gewinnen, wurden diskontinuierliche Wasserverteilungen in vertikal getrennten Bodenkompartmenten mit verschiedenen Bodenmatrixpotentialen geschaffen. Aus diesen Kompartimenten wurde die

Wasseraufnahme quantifiziert und Beziehungen zwischen Bodenwasserstatus und Pflanzenwasserstatus ermittelt.

Material und Methoden

Für die Versuche wurde eine neu entwickelte Technik zur vertikalen Trennung von Wurzelsektionen verwendet (Schmidhalter and Oertli, 1992b). In längsweh halbierten PVC-Röhren (Höhe 38 cm, Durchmesser 10.4 cm), die mit Klebband verbunden waren, wurden vier, vertikal durch 0.8 cm dicke Sandschichten (Korndurchmesser 2-3 mm) getrennte Schichten eines schluffreichen Bodens (Aquic Ustifluent) mit verschiedenen Schichtkombinationen des Wassergehalts eingefüllt. Auf die oberste Bodenschicht wurden sechs vorgekeimte Maissamen gepflanzt, die nach dem Auflaufen auf vier reduziert wurden. Die Versuche wurden unter kontrollierten Bedingungen in einer Klimakammer ($760 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$, 12 Stunden Tag/Nacht, $20^\circ\text{C}/18^\circ\text{C}$ Tag/Nacht, 70 % rLF) durchgeführt. Nach 10, 13, 18 und 20 Tagen wurden die Bodensäulen aufgetrennt und die Wasseraufnahme und Bodenwasserverteilung bestimmt. Die Potentiale des Sprosses wurden mit Scholanderbombe und Osmometer bestimmt und die Wurzelpotentiale mit einer neu adaptierten Technik (Schmidhalter et al., 1992a). In regelmässigen Abständen wurde auch das Wurzelwachstum gemessen.

Resultate und Diskussion

In Abbildung 1 ist beispielhaft der Bodenwasserstatus und der Wasserstatus der Pflanzen eines Verfahrens zu Beginn des Versuchs und nach 10, 13, 18 und 20 Tagen angegeben. Das Bodenmatrixpotential (=Wasserpotential in diesem Versuch) in den oberen Bodenschichten ist tiefer als das Wasserpotential in den Pflanzen. Diese nur scheinbar paradoxe Situation würde dazuführen, dass das Wasser, mindestens in den oberen Schichten, aus der Pflanze in den Boden fließen sollte. Dieses Phänomen, das als hydraulischer Lift, einem Transport von Wasser aus unteren feuchteren Schichten via Wurzeln in obere trockenere Schichten, beschrieben worden ist, wurde auch in diesen Versuchen beobachtet, war jedoch quantitativ an der gesamten Wasseraufnahme nur von untergeordneter Bedeutung. Eine Reduktion der in Wurzelnähe in trockenem Boden vorhandenen steilen Potentialgradienten könnte bei der Nährstoffaufnahme von Bedeutung sein. Bedingt durch die Abnahme des Bodenwassergehalts geht nicht nur der Beitrag der Anlieferung der Nährstoffe durch Massenfluss sondern auch durch Diffusion wesentlich zurück.

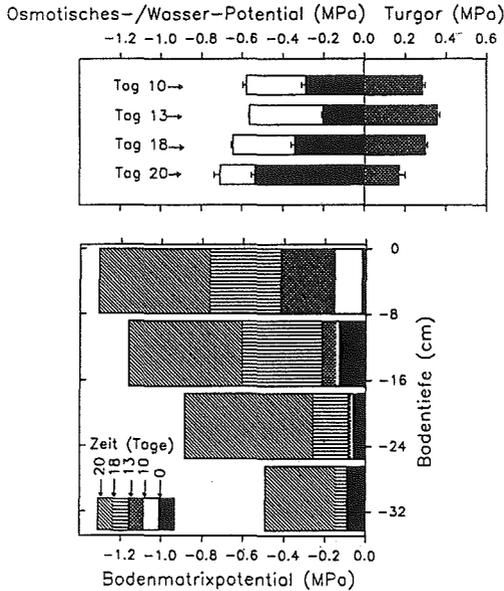


Abb. 1. Beziehung zwischen den in verschiedenen Tiefen und verschiedenen Zeiten gemessenen Bodenmatrixpotentialen (unten) und den pre-dawn Werten des Wasserpotentials, osmotischen- und Turgorpotentials in Maispflanzen (oben).

Aufgrund der in Abbildung 1 dargestellten Situation sollte in den mittleren Schichten keine weitere Austrocknung stattfinden, da die Gradienten in umgekehrte Richtung weisen. Dieser augenscheinliche Widerspruch kann jedoch leicht aufgelöst werden, da der Zeitpunkt der Messung des Pflanzenwasserpotentials von entscheidender Bedeutung ist. Da es sich hier um predawn-Werte handelt, d.h. die Messung erfolgte vor Beginn des Tages, widerspiegeln diese Werte die Veränderung der Saugspannung in der Pflanze während der Nacht. Da während der Nacht fast keine Wasserabgabe erfolgt, vermögen die Pflanzen über Nacht mit tieferliegenden Bodenschichten zu equilibrieren, die ein höheres Wasserpotential als die oberen Bodenschichten aufweisen. Abbildung 1 zeigt, dass nach wie vor zwischen dem Bodenmatrixpotential der untersten Schicht und dem Wasserpotential der Pflanze ein Gradient in Richtung vom Boden zur Pflanze besteht. Während in der obersten Bodenschicht eine Austrocknung auch durch Verdunstung des Wassers vom Boden erfolgen kann, muss die Abnahme des Bodenwassergehalts in den unteren, voneinander getrennten, Bodenschichten durch Wasseraufnahme der Pflanzen erklärt werden. Dies wiederum heisst, dass das

Wasserpotential der Pflanze im Verlauf des Tages genügend stark erniedrigt werden muss, so dass ein Fließen des Wassers vom Boden in die Pflanze ermöglicht wird. Abbildung 2 zeigt, dass im Verlauf des Tages das Wasserpotential in der Pflanze genügend stark absinkt, so dass auch eine Wasseraufnahme aus mittleren Bodenschichten möglich ist, mit der Konsequenz, dass dort das Bodenwasserpotential absinkt. Analog wie beim Spross erfolgt auch bei Wurzeln über Nacht eine Equilibrierung mit den feuchteren Bodenkompartmenten (Abb. 3). Dieser Versuch zeigt, dass während der Nacht Wurzeln, die sich in trockenen oberen Kompartimenten finden, die ein wesentlich tieferes Wasserpotential als die Wurzeln aufweisen, mit Wasser aus feuchteren Kompartimenten versorgt werden (Abb. 3).

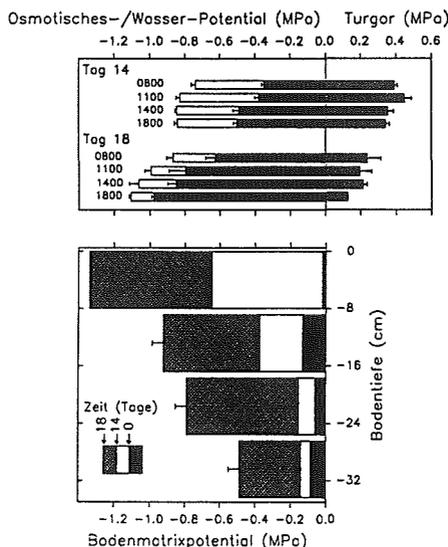


Abb. 2. Diurnale Veränderungen des Wasserpotentials, osmotischen- und Turgorpotentials von Maispflanzen (oben) in Abhängigkeit von den in verschiedenen Tiefen gemessenen Bodenmatrixpotentialen (unten).

Wie für den Spross kann auch für die Wurzeln eine diurnale Veränderung des Wasserpotentials postuliert werden, dass das Wasserpotential in den Wurzeln soweit abgesenkt wird, dass auch aus trockeneren Kompartimenten Wasser aufgenommen werden kann. Solange das Sättigungswasserdefizit durch Wurzeln, die sich in feuchteren Kompartimenten finden, gedeckt werden kann, erfolgt die Wasseraufnahme dort. Sinkt das Wasserpotential im Spross und in den Wurzeln aufgrund eines höheren evaporativen Bedarfs, kann eine Wasseraufnahme aus trockeneren Kompartimenten erfolgen.

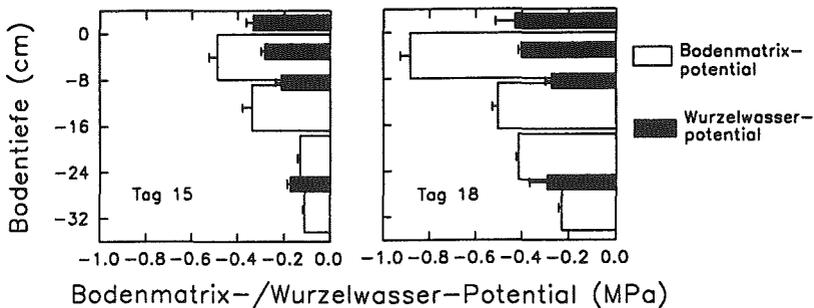


Abb. 3. Abhängigkeit der (pre-dawn) Wurzelwasserpotentiale von den in verschiedenen Tiefen gemessenen Bodenmatrixpotentialen am 15. und 18. Tag nach Versuchsbeginn.

In diesen Untersuchungen konnte gezeigt werden, dass die Wasseraufnahme der Wurzeln bei sehr verschiedenen Bodenwasserverteilungen sehr gut durch ein einfaches Modell (Schmidhalter et al., 1992c) beschrieben werden kann, das auf einem einfach messbaren Parameter, der Wurzelmasse, einem Zeitfaktor, der die Aktivität der Wurzeln beschreibt, und dem Wasserpotentialgradienten im Boden-Pflanzen-Kontinuum beruht, beschrieben werden kann.

Summary

Water uptake by roots at spatially variable soil matric potentials was quantified. As long as the evaporative demand can be met by roots present in zones with high matric potentials, water uptake will essentially occur there. If the water stress is not too severe, roots and shoots tend to equilibrate during the night with the wetter zones. Roots in drier zones are supplied with water from roots growing in wetter zones. If the evaporative demand exceeds the amount of water supplied by the roots, leaf and root water potentials decrease, thus enabling the roots to extract water from drier zones, provided that a sufficiently steep gradient exists from the soil to leaves.

Literatur

- Schmidhalter U., M. Evéquo and J.J. Oertli, 1992a. Osmotic adjustment of roots and shoots. In: Kutschera L. et al. (eds.). Root Ecology and its Practical Application. Klagenfurt, 93-96.
- Schmidhalter U. and J.J. Oertli, 1992b. Divided root section techniques. In: Kutschera L. et al. (eds.). Root Ecology and its Practical Application. Klagenfurt, 767-768.
- Schmidhalter U., Besson A., and J.J. Oertli, 1992c. Water uptake by roots at spatially variable soil matric potentials. In: Kutschera L. et al. (eds.). Root Ecology and its Practical Application. Klagenfurt, 133-136.

