

BULLETIN

21

Jahrestagung vom 13. und 14. März 1997 in Solothurn

Interaktionen Boden - Pflanze

Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

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

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

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

Vorstand / Comité 1997

Präsident	/	Président:	J.-M. Gobat, Neuchâtel
Vize-Präsident	/	Vice-président:	F. Borer, Solothurn
Beisitzer	/	Assesseur:	P. Germann, Bern
Sekretär	/	Secrétaire:	P. Fitze, Zürich
Rechnungsführer	/	Comptable:	M. Jozic, Ebikon

Redaktion / Rédaction

M. Müller

Schweizerische Ingenieurschule für Landwirtschaft

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

Dokumentationsstelle / Service des documents

Landw. Lehrmittelzentrale LMZ, Länggasse 79,

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

Vorsitzende der Arbeitsgruppen / Présidents des groupes de travail

Klassifikation und Nomenklatur: J. Presler, Zürich

Lysimeter: J. Brändli, Zürich

Bodenschutz und Werthaltung: U. Vökt, Bern

Bodenerosion/Bodenkonservierung: D. Schaub, Basel

Bodenkartierung: A. Pazeller, Zürich-Reckenholz

Koordination Ausstellung und Broschüre BODEN/SOL

U. Zihlmann, Zürich-Reckenholz

01 377 74 08

BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ

SOCIETE SUISSE DE PEDOLOGIE

BULLETIN 21

1997

Jahrestagung vom
13. und 14. März 1997 in Solothurn

Interaktionen Boden - Pflanze

Referate, Texte zu den Postern

Tätigkeitsberichte

Schriftleitung: Moritz Müller, Zollikofen

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05412 X

Juris Druck und Verlag
Dietikon 1997

Publikationen der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz

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

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

Nummer	Jahr	Bestellnummer
3	1979	970 801
5	1981	970 802
6	1982	970 803
8	1984	970 805
11	1987	970 808
12	1988	970 809
14	1990	970 811
15	1991	970 812
16	1992	970 813
17	1993	970 814
18	1994	970 815
19	1995	970 816
20	1996	970 817
21	1997	970 818

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

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

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

(No. 1 und 2 deutsch vergriffen)

Weitere Publikationen

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

ISSN 1420-6773

ISBN 3 260 05412 X

Copyright: 1997 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz

Tagung vom 14. März 1997: Referate, Texte zu den Postern

S. BRAUN und W. FLÜCKIGER Waldbäume und Boden - Wirkungszusammenhänge	5
I. BRUNNER, D. RIGLING, S. EGLI und P. BLASER Entwicklung von Fichtenkeimlingen in Abhängigkeit bodenchemischer Parameter in einem experimentellen Monitoring	11
J. LUSTER, A. HEIM, I. BRUNNER und E. FROSSARD Wurzelexsudate als Indikatoren der Reaktion von Bäumen auf Säureinträge in Waldökosysteme: Konzept und erste Erfahrungen	15
S. ZIMMERMANN, I. BRUNNER, S. GUPTA, P. BLASER und H. STICHER Extrahierbarkeit ausgewählter Elemente im Boden in Bezug zur Aufnahme durch Pflanzen	19
U. WALTHER Einfluss von Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens unter Winterweizen und Wintergerste	23
P. WEISSKOPF, U. ZIHLMANN, D. DUBOIS, C. BOHREN und E. SPIESS Verlauf des Stickstoffgehaltes im Boden beim herkömmli- chen Kartoffelanbau und beim Direktmulchlege-Verfahren	29
A. FLIESSBACH, K. WOLEWINSKI, P. MÄDER und U. NIGGLI Kohlenstoff und Stickstoff in Dichtefraktionen der organischen Substanz aus Böden unter langjährig biologischer oder konventioneller Bewirtschaftung	33
A. BESSON et G. MEYLAN Influence de quelques propriétés chimiques et physiques de sols reconstruits sur le rendement en blé et en colza à Genève	37
C. WÜTHRICH und D. SCHAUB Reaktionspotential unterschiedlicher Moortypen für Änderungen von Licht und Bodenwasserhaushalt	41
M. SONNLEITNER, W. ATTINGER, and R. SCHULIN Changes in water regime due to elevated atmospheric CO ₂ and N deposition	49
P. MÄDER, and A. WIEMKEN Nitrogen transport via mycorrhizal hyphae from a root free bulk soil to the plant root	53
L. MARILLEY, G. VOGT et M. ARAGNO Diversité bactérienne en fonction de la proximité aux racines de deux plantes de prairie par analyse de profils de restriction d'une bibliothèque de gènes rADN 16S	59

M. PETER und S. EGLI Aufnahme und Akkumulation von Blei im Pilz-Pflanzensystem	65
B. JENKA und A. POZZI Übergang der Schwermetalle aus dem Boden in die Nahrungskette	69
C. KELLER, S.P. McGRATH, and N.C. SMITH Heavy metal transfer through a soil-grassland system after sewage sludge application	75
T. SCHMID und T. WEGELIN Auswirkungen von Schwermetallbelastungen im Boden auf Kulturpflanzen: Fallstudie	79
R. AFFOLTER und F. BORER Blei in städtischen Hausgärten	85
T. WEGELIN, B. JENKA, and R. ETTER Heavy metals in soils and plants of allotment gardens in the city of Zurich (Switzerland)	89
K. WENGER und S. GUPTA Kann eine kontrollierte Mobilisierung die Phytoextraktion von Schwermetallen wesentlich erhöhen?	91
A. KAYSER und H.R. FELIX Biologische Dekontamination schwermetallbelasteter Böden mit metallakkumulierenden Pflanzen - Ergebnisse aus drei Jahren Feldversuchen	97
D. WIRZ, B. LOTHENBACH, G. FURRER und R. SCHULIN Sanfte Sanierung kupferbelasteter Rebbergböden - Topfexperimente mit Al-Montmorillonit und Al-13	101
C. MÜLLER Die aufwuchshemmende Bauweise - ein Thema seit dem Verbot der Bodenherbizide bei den Schweizerischen Eisenbahnen	105
F. BORER, L. RAMSEIER, C. LÜSCHER, U. BLATTER, M. KNECHT, A. RUEF, M. ZÜRRER und H. PFISTER Vom Datensatz zum Datenschatz	109
A. MOZAFAR, H. MEHRAVARAN, R. RUH, T. ANKEN, and E. FROSSARD Effect of tillage intensity on the activity of arbuscular mycorrhizal fungi and nutrient concentration in maize leaves in two soils	111
Jahresbericht / Rapport d'activités 1996	112
Berichte der Arbeitsgruppen	114
Klassifikation und Nomenklatur	114
Lysimeter	115
Hinweise für Autoren	116

Waldbäume und Boden – Wirkungszusammenhänge

SABINE BRAUN und WALTER FLÜCKIGER

Institut für Angewandte Pflanzenbiologie, Sandgrubenstrasse 25, 4124 Schönenbuch

1. Einleitung

Beobachtungen im Wald zeigen, dass die Wurzeln eine wichtige Rolle bei der Erklärung der Baumgesundheit spielen. An Windwurfbäumen findet sich oft ein völlig abgefaultes Wurzelsystem. Durch menschliche Aktivitäten wird die Wurzelentwicklung von Waldbäumen auf vielfältige Weise beeinflusst. Nachstehend sollen drei davon herausgegriffen werden.

2. Bodenversauerung

Die Deposition von sauren Substanzen hat seit den fünfziger Jahren drastisch zugenommen. Berechnungen des Critical Loads und der Einträge haben ergeben, dass die Säureinträge in beträchtlichen Teilen der Schweiz das Pufferungsvermögen der Böden überschreiten (RIHM 1994). In diesen Böden besteht demnach die Gefahr, dass bei gleichbleibenden Depositionsraten das für das Pflanzenwachstum wichtige Verhältnis zwischen basischen Kationen (Ca, Mg, K) und Al in der Bodenlösung (SVERDRUP und WARFVINGE 1993) den kritischen Wert von 1 unterschreiten wird oder bereits unterschritten hat.

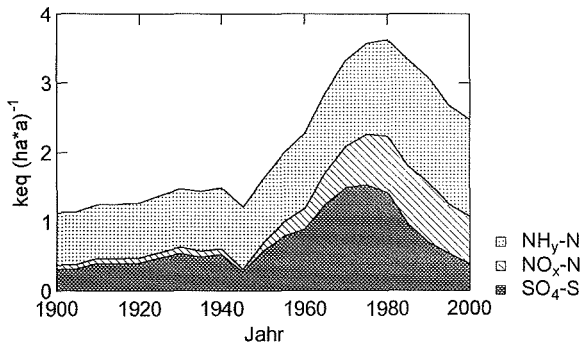


Abb. 1: Historische Entwicklung der Deposition von sauren Verbindungen in der Schweiz. Die Entwicklung wurde berechnet aufgrund der Emissionszahlen von BUWAL (1995), europäischer Import-/Export-Matrices (Barrett et al. 1995) und skaliert für den Wald nach Rihm (1994). Für die Abschätzung der Säuredeposition muss von diesen Zahlen noch die Deposition von basischen Kationen abgezogen werden, für die die historische Abschätzung jedoch wesentlich ungenauer ist.

In 52 Buchenbeobachtungsflächen des IAP, in denen seit 1984 periodisch Laubanalysen durchgeführt werden, lässt sich seit Beginn der Untersuchungen ein kontinuierlicher Anstieg der Mangangehalte beobachten. Mangan ist ein sehr empfindlicher Indikator für Bodensäure, wie die Beziehung zwischen Mn-Gehalt im Laub und dem Boden-pH zeigt (Abb. 1). Der Anstieg der Mangangehalte im Buchenlaub ist auf Böden unterschiedlicher

pH-Klassen zu beobachten (Abb. 2). Dies heisst, dass selbst auf Kalkböden Versauerungsprozesse zumindest in der Rhizosphäre anzunehmen sind.

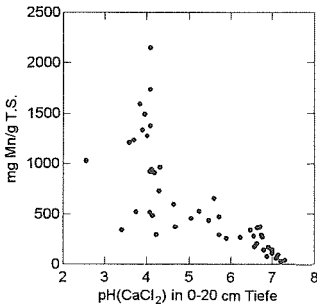


Abb. 1: Beziehung zwischen dem pH(CaCl₂) im Boden (0-20 cm Tiefe) und dem Mangangehalt im Laub ausgewachsener Buchen. Jeder Punkt stellt das Mittel aus jeweils 8 Bäumen dar (Laubernte 1991/92).

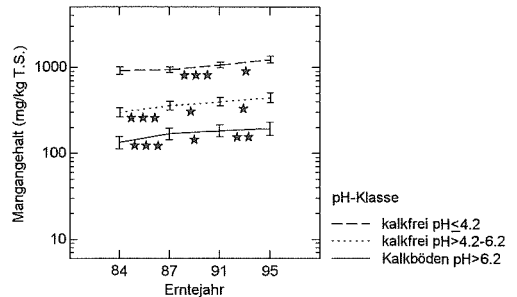


Abb. 2: Mangangehalt im Laub von wiederholt beernteten Buchen. Anzahl Flächen (Bäume): Kalkböden 17(126), pH>4.2-6.2 17(133), pH ≤ 4.2 18(136). Signifikante Unterschiede zwischen zwei aufeinanderfolgenden Ernten sind bezeichnet mit *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001 (Wilcoxon-Test).

Hinweise darauf, dass auf Schweizer Böden beträchtliche Versauerungen stattgefunden haben, geben einerseits Wiederholungen historischer Bodenanalysen (EGLI et al. 1997), andererseits Modelle, die den zeitlichen Verlauf der Versauerung berechnen. Mit dem dynamischen Modell SAFE (WARFVINGE et al. 1993) wurde auf einem Waldstandort im Gotthardmassiv eine pH-Abnahme im Mineralboden seit Mitte des letzten Jahrhunderts um 0.5-1 pH-Einheiten modelliert. In der Bodenlösung dieses Standorts wurden denn auch BC/Al-Verhältnisse von <1 gemessen, was auf ein erhöhtes Risiko für die Waldbäume deutet (BRAUN et al. 1996). Das BC/Al-Verhältnis erreicht vor allem im Mineralboden tiefe Werte. Im Oberboden sind infolge des Nährstoffkreislaufs mehr basische Kationen vorhanden, zudem wird Al hier durch organische Verbindungen komplexiert und liegt grösstenteils in einer nichttoxischen Form vor. Auf sauren Böden ist deshalb zu erwarten, dass zuerst die tiefer liegenden Wurzeln beeinträchtigt werden. Dies beobachtete auch PUHE (1994), der auf je drei basenreichen und basenarmen Standorten Fichtenwurzeln freilegte und auf den basenreichen Standorten zahlreiche in die Tiefe führende Wurzeln feststellte, während die Wurzelbildung in den basenarmen Böden sich im Oberboden konzentrierte.

3. Stickstoff

In der Schweiz macht N aus der Landwirtschaft (NH₃) heute fast die Hälfte der Säureeinträge aus, N-Verbindungen insgesamt (NO₃⁻, NH₄⁺) zwei Drittel. Im Mittel werden heute etwa 30 kg Stickstoff pro Hektar und Jahr in den Schweizer Wald eingetragen (RIHM 1994). Diese Einträge überschreiten die von der UN/ECE (1996) festgelegten kritischen Eintragungswerte (Critical Loads) für Waldökosysteme von 10-20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ deutlich.

In einem Topfversuch mit 11 verschiedenen Baumarten, die mit N-Gaben von 0-400 kg N ha⁻¹ a⁻¹ behandelt wurden, konnte die versauernde Wirkung von NH₄NO₃ auf den Boden deutlich nachgewiesen werden. Gleichzeitig mit sinkendem pH-Wert nahmen die

Basensättigung und die Austauschkapazität ab (Abb. 3). Parallel zur Versauerung im Boden stieg der Mangengehalt im Laub der Buchen.

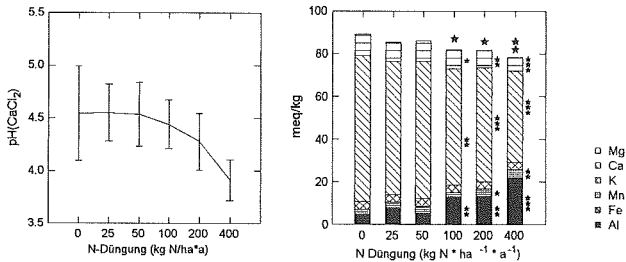


Abb. 3: pH(CaCl₂) in der Topferde von jungen Buchen, die während vier Jahren mit steigenden Mengen von NH₄NO₃ behandelt worden waren, mit Angabe des 95%-Vertrauensbereichs (links) und die Austauscherbelegung, ermittelt mit einem ungepufferten NH₄Cl-Auszug (rechts). Sterne neben den Säulen geben den signifikanten Unterschied des jeweiligen Ions zur Kontrolle an, Sterne über den Säulen signifikante Veränderungen der (effektiven) Austauschkapazität. *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001.

Die Stickstoffgaben führten jedoch nicht nur zur Versauerung, sondern auch zu einem zunehmenden Nährstoffgleichgewicht, vor allem zwischen Stickstoff und Phosphor. Während die N-Gehalte im Buchenlaub mit steigenden Stickstoffgaben zunahmen, wurden die P-Gehalte durch die Behandlung vermindert (Abb. 4). Gleichartige Veränderungen in den Nährstoffgehalten können in den seit 1984 beernteten Buchenbeobachtungsflächen festgestellt werden. Dies deutet darauf hin, dass sich die herrschenden Stickstoffbelastungen im Wald nachweisbar auswirken.

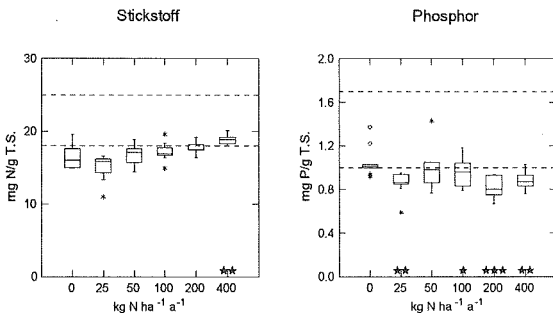


Abb. 4: Stickstoff- und Phosphorgehalte im Laub von jungen Buchen, die während drei Jahren mit steigenden Gaben von NH₄NO₃ in gelöster Form behandelt worden waren. Die gestrichelten Linien geben den Bereich ausreichender Versorgung nach ICP-FOREST (1996) an. Signifikante Unterschiede zur Kontrolle sind angegeben mit *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001.

Die steigenden N-Gaben führten auch zu einer Verschiebung des Spross-Wurzelverhältnisses, und zwar bereits ab einer N-Gabe von 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die höhere Sprossmasse hat einen erhöhten Wasserverbrauch zur Folge, wie dies durch Messungen des Bodenwassergehaltes gezeigt werden konnte (Abb. 6). In der Folge traten in einer Stresssituation vermehrt Trockenschäden bei den höheren N-Gaben auf.

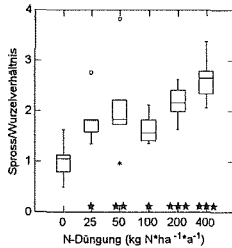


Abb. 5: Verhältnis zwischen Spross- und Wurzelrockengewicht von mit steigenden N-Gaben behandelten jungen Buchen nach vierjähriger Behandlung. Bereits ab 25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wird das Spross-Wurzelverhältnis signifikant zugunsten der Sprossorgane verschoben (*p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001).

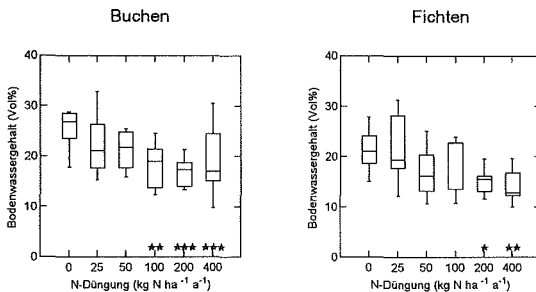


Abb. 6: Wassergehalt in der Topferde von mit steigenden Stickstoffgaben behandelten jungen Buchen und Fichten ein Tag nach Bewässerung, gemessen mit einer TDR-Sonde. Signifikante Unterschiede zur Kontrolle sind angegeben mit *p<0.05, **p<0.01, ***p<0.001. Bei beiden Baumarten ist der Wasserverbrauch bei erhöhter N-Düngung erhöht.

Stickstoff beeinflusst auch die Beziehung zwischen den Bäumen und Parasiten sowie Mykorrhizen. Holländische und schwedische Untersuchungen zeigen, dass die Fruchtkörperbildung von Mykorrhizapilzen in N-belasteten Gebieten oder nach N-Düngung stark beeinträchtigt wird und dass die Artenvielfalt abnimmt (RÜHLING und TYLER 1991, ARNOLDS 1991). Diese Empfindlichkeit der Mykorrhizen für Stickstoff hat mögliche Folgen einerseits für die Aufnahme von Wasser und Nährstoffen für den Baum, andererseits auch für die Anfälligkeit der Wurzeln für Fäulniserreger.

4. Ozon

Der Einfluss von Ozon auf Forstpflanzen wurde in Kammern mit gefilterter und ungefilterter Luft, sog. Negativbegasungskammern, mit Sämlingen von Forstpflanzen untersucht. Die Auswertung einer Anzahl solcher Versuche mit einer Dauer von 1-3 Jahren ergab, dass eine deutliche Beziehung zwischen der aufsummierten Ozondosis während der Versuchsdauer (AOT40 in ppm*h, d.h. Konzentration minus 40 ppb mal Zeit) und der Reduktion der Biomasse in den Umgebungsluftkammern besteht (Abb. 7, BRAUN und FLÜCKIGER 1995). Die Reduktion war im Falle der Wurzelbiomassen häufiger signifikant als im Falle der Sprossbiomassen, was auf eine grössere Empfindlichkeit der Wurzeln hinweist. Kohlehydratanalysen in verschiedenen Pflanzenteilen sowie Verlagerungsversuche mit ¹³C zeigten deutlich, dass der Assimilattransport vom Spross in die Wurzeln in den Umgebungsluftkammern beeinträchtigt ist (LUX et al. in press). Geringere Trehalose-

gehalte in den Wurzeln der Pflanzen aus den Umgebungsluftkammern weisen zudem auf eine verminderte Vitalität der Mykorrhizapilze hin, da Trehalose ein pilzspezifischer Zucker ist. Aufgrund dieser Ergebnisse muss davon ausgegangen werden, dass auch Ozon stärker auf die Wurzeln einwirkt als auf den Spross.

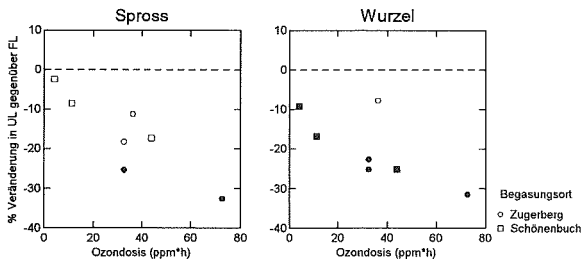


Abb.7: Veränderung der Biomasse von Spross (links) und Wurzel (rechts) in Umgebungsluftkammern im Vergleich zu Filterluftkammern in Abhängigkeit von der Ozondosis (AOT40, ppm³h >40 ppb). Jeder Punkt stellt ein Experiment dar. Bei gefüllten Symbolen war das Ergebnis mit mindestens p<0.05 signifikant. Man beachte die grössere Häufigkeit signifikanter Ergebnisse bei der Wurzelbiomasse.

5. Zusammenfassung

Bei Waldbäumen werden häufig Probleme mit den Wurzeln festgestellt. Literaturdaten und eigene Experimente weisen darauf hin, dass sowohl Säure, Stickstoff als auch Ozon negative Auswirkungen auf die Wurzeln haben können. Nach heutigem Kenntnisstand wirkt sich die Bodenversauerung vor allem über das Verhältnis basischer Kationen zu Aluminium in der Bodenlösung hemmend auf die Wurzelbildung aus. Stickstoff fördert das Sprosswachstum im Verhältnis zum Wurzelwachstum und führt damit zu einem Ungleichgewicht. Zudem wird die Funktion der für die Waldbäume lebenswichtigen Mykorrhizapilze beeinträchtigt. Ozon wirkt auf das Wurzelwachstum über eine gehemmte Kohlenstofftranslokation in die Wurzeln.

6. Résumé

Dans les forêts, on observe souvent des problèmes avec les racines des arbres. Basant sur des dates de la littérature et des propres expériences, on peut dire que l'acidité, l'azote et l'ozone tous peuvent influencer les racines négativement. Autant qu'on puisse juger aujourd'hui, l'acidification du sol agit avant tout par la relation entre les cations basiques et l'aluminium dans la solution du sol. L'azote favorise la croissance des parties aériennes par rapport aux racines et promote ainsi un déséquilibre. En outre, le fonctionnement des champignons mycorrhizes est empêché par l'azote. L'action de l'ozone sur les racines est un ralentissement de la translocation des hydrocarbonates qui freine la croissance des racines.

7. Summary

In the forest, problems with the roots of the trees are often encountered. According to literature and own experiments, factors which may influence the roots negatively include acidity, nitrogen and ozone. As far it is known today, a key factor of soil acidification is the ratio of base cations to aluminium in the soil solution. Nitrogen increases shoot growth more than root growth and impairs the function of the mycorrhizal fungi which are

important for the trees. Ozone decreases the carbohydrate translocation to the roots. The roots may be therefore more affected by ozone than the shoots.

8. Literatur

- ARNOLDS, E., 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agric. Ecosys. Environ.* 35, 209-244
- BRAUN, S., and FLÜCKIGER, W., 1995. Effects of ambient ozone on seedlings of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* (L.) Karst. *New Phytol.* 129, 33-44
- BRAUN, S., FLÜCKIGER, W., LEONARDI, S., GRABER, W., JOSS, U., NATER, W., und SIEGWOLF, R., 1996. Belastungen des Gebirgswaldes. Ansätze einer Risikobeurteilung. BUWAL Umwelt-Materialien Nr. 59 Wald/Luft, Bern, 237 pp.
- EGLI, M., BURRI, A., und FITZE, P., 1997. Aktuelle und vergangene Stoffflüsse im anthropogen beeinflussten Waldökosystem „Möhlín“. VDF Hochschulverlag ETH Zürich, 130 pp.
- ICP- FORESTS, 1996: Forest Condition in Europe, 1996 Report. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution – International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, EC-UN/ECE. Brussels, Geneva 1996, 127S, Annex
- LUX, D., LEONARDI, S., MÜLLER, J., WIEMKEN, A., and FLÜCKIGER, W.: Effects of ambient ozone concentration on contents of non-structural carbohydrates in young *Picea abies* (L.) Karst. and *Fagus sylvatica* L. *New Phytologist* (in press).
- PUHE, J., 1994. Die Wurzelentwicklung der Fichte (*Picea abies* [L.] Karst.) bei unterschiedlichen chemischen Bodenbedingungen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 108*, 129 pp.
- RIHM, B., 1994. Critical loads of acidity for forest soils and alpine lakes. BUWAL Schriftenreihe Umwelt 234, 68 pp.
- RÜHLING, A., and TYLER, G., 1991. Effects of simulated nitrogen deposition to the forest floor on the macrofungal flora of a beech forest. *Ambio* 20, 261-263
- SVERDRUP, H., and WARFVINGE, P., 1993. The effect of soil acidification on the growth of trees, grass and herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. *Reports in ecology and environmental engineering* 1993:2, Lund (108 pp.)
- UN/ECE, 1996: Manual on methodologies for mapping critical loads/levels and geographical areas where they are exceeded (revised version, June 1996). United Nations, Economic Commission for Europe, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. Umweltbundesamt Berlin (Ed.)
- WARFVINGE, P., FALKENGREN-GRERUP, U., SVERDRUP, H., and ANDERSEN, B., 1993: Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environ. Pollut.* 80, 209-221

Entwicklung von Fichtenkeimlingen in Abhängigkeit bodenchemischer Parameter in einem experimentellen Monitoring

I. BRUNNER, D. RIGLING, S. EGLI, P. BLASER

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 8903 Birmensdorf

1. Einleitung

Das Ca/Al molare Verhältnis und das BC/Al molare Verhältnis (BC = 'basic cations': Ca + Mg + K) der Bodenlösung sind etablierte Indikatoren zur Risikoabschätzung von Bodenversauerung (CRONAN & GRIGAL, 1995; SVERDRUP & WARFVINGE, 1993). Diese Indikatoren haben jedoch den Nachteil, dass die dafür notwendige Bodenlösung nur zu einem beschränkten Mass flächendeckend entnommen werden kann. Boden-pH und Basensättigung sind weitere mögliche bodenchemische Indikatoren (CRONAN & GRIGAL, 1995; GONZALEZ CASCON et al., 1989), bei diesen Indikatoren ist jedoch die Relevanz für das Pflanzenwachstum wenig untersucht.

Ziel der vorliegenden Studie war es nun, unter Verwendung von Bodenproben aus der ganzen Schweiz, die für die Entwicklung von Fichtenkeimlingen (*Picea abies*) wichtigen bodenchemischen Parameter zu erfassen. Im weiteren sollten pflanzenrelevante bodenchemische Indikatoren zur Risikoabschätzung von Bodenversauerung eruiert werden.

2. Material und Methoden

Die Entnahme von 157 Bodenproben aus 66 Waldstandorten mit mindestens 20% Fichtenanteil erfolgte 1992 auf dem 8 x 8 km Netz der Waldzustands-Inventur. Der Boden wurde im frischen Zustand durch ein 9 mm Gitter gesiebt, in Tontöpfe eingefüllt, mit 21 Fichtensamen versetzt und für 4 Monate in einer Klimakammer unter Standardbedingungen bei regelmässiger Wasserzugabe inkubiert. Für die bodenchemischen Analysen wurde ein Teil des Bodens getrocknet, der pH gemessen (pH-H₂O) und C und N mit dem 'CN-Analyzer' bestimmt. Basische Kationen und Al wurden nach Extraktion mit 1 M NH₄Cl oder mit NH₄-Acetat-EDTA (LAKANEN & ERVIÖ, 1971) im ICP-AES bestimmt. Fichtenkeimlinge wurden nach 4 Monaten geerntet und das Trockengewicht von Spross und Wurzeln bestimmt. Im 'CN-Analyzer' wurden C und N, die basischen Kationen und Al nach Veraschung und saurem Aufschluss im ICP-AES bestimmt.

3. Resultate

Die 157 Bodenproben wiesen pH-Werte im Bereich von 2.95-7.41 auf, wobei ca. ein Drittel der Proben im sauren (pH <4.5), ein Drittel im schwach sauren (pH 4.5-6.0) und ein Drittel im neutralen Bereich lag (pH >6.0). Kationenaustauschkapazität und Basensättigung sind mit zunehmendem pH erhöht, hingegen sind die C- und N-Gehalte nicht pH-abhängig. Ebenfalls mit zunehmenden pH sind die Werte für Ca und Mg erhöht, dafür sind die Werte für Al erniedrigt. Die Werte der basischen Kationen sind mit beiden Extraktionsmethoden in etwa gleich (Tab. 1). Ausnahmen sind Ca mit ca. 3x tieferen Werten mit der NH₄Cl-Extraktion aus neutralen Böden, und Al mit ca. 7-18x höheren Werten mit der NH₄Cl-Extraktion aus schwach sauren und neutralen Böden. Die molaren Verhältnisse von Ca/Al und von BC/Al sind mit steigendem pH erhöht

(Tab. 1), jedoch sind die molaren Verhältnisse mit der NH_4Cl -Extraktion ca. 10x höher im Vergleich zur EDTA-Extraktion.

Tab. 1. Gehalte ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) basischer Kationen und Al im Boden in Abhängigkeit vom Boden-pH und der Extraktion.

	Ca	Mg	K	Al
<u>NH₄Cl-Extraktion</u>				
Saure Böden	1'773.5c	125.5c	171.1a	353.3a
Schwach saure Böden	4'941.2b	274.9b	156.3a	35.2b
Neutrale Böden	7'889.0a	379.2a	165.6a	3.8b
<u>EDTA-Extraktion</u>				
Saure Böden	1'575.0a	99.8c	144.8a	561.2a
Schwach saure Böden	4'884.0a	232.2b	128.6a	251.8b
Neutrale Böden	22'695.0b	470.1a	152.6a	69.6c

In sauren Böden sind die Wurzelbiomasse und das Wurzel/Spross-Verhältnis signifikant reduziert, im Gegensatz zu Spross- und Gesamtbio­masse, welche nicht variieren (Tab. 2). Bei einer Basensättigung unter 80% konnte eine Reduktion der Wurzelbiomasse und unter 30% eine Reduktion der Sprossbiomasse festgestellt werden. In den Sprossen der Fichtenkeimlinge, welche sich auf sauren Böden entwickelten, sind N, P und Al erhöht, hingegen sind Ca, K und das molare Ca/Al-Verhältnis erniedrigt.

Tab. 2. Biomasse (mg) und Wurzel/Spross-Verhältnis in Abhängigkeit vom Boden-pH.

	Spross	Wurzel	Gesamt	Wurzel/Spross-Verhältnis
Saure Böden	16.6a	11.3b	27.9a	0.70b
Schwach saure Böden	15.9a	12.5a	28.5a	0.79a
Neutrale Böden	15.2a	12.1a	27.3a	0.81a

Korrelationen zwischen Bodenparametern und Pflanzenbiomasse sind vorwiegend in sauren Böden signifikant. So sind die Kationenaustauschkapazität und der N-Gehalt hoch signifikant sowohl mit der Spross- als auch mit der Wurzelbiomasse korreliert. Hingegen ist der pH des Bodens mit der Pflanzenbiomasse nicht signifikant korreliert. Positive signifikante Korrelationen der Kationen Ca, Mg und K und negative signifikante Korrelationen von Al mit der Spross- und Wurzelbiomasse kommen ausschliesslich in sauren Böden vor, wobei die NH_4Cl -Extraktion im Vergleich zur EDTA-Extraktion höhere Signifikanzen ergibt. Werden das Ca/Al oder BC/Al molare Verhältnis mit der Pflanzenbiomasse korreliert, dann ergeben sich hohe positive Korrelationen (Tab. 3), und die Signifikanzen sind im Vergleich zur Basensättigung höher (Tab. 3). Werden die

zwei Extraktionsmethoden miteinander verglichen, so ergeben sich höhere Werte für die NH_4Cl -Extraktion, hingegen sind die Werte für das Ca/Al und das BC/Al molare Verhältnis in etwa gleichwertig (Tab. 3).

Tab. 3. R-Werte signifikanter Korrelationen zwischen Bodenparametern und der Biomasse (Spross- oder Wurzelbiomasse) in Abhängigkeit vom Boden-pH.

		Basen- sättigung	<u>Ca/Al</u> <u>BC/Al</u>		<u>Ca/Al</u> <u>BC/Al</u>	
			NH ₄ Cl-Extraktion		EDTA-Extraktion	
Saure Böden	Spross	0.40**	0.48****	0.49****	0.41**	0.42***
	Wurzel	0.40**	0.45***	0.46***	0.40**	0.40**
Schwach saure Böden	Spross	-	-	-	-	-
	Wurzel	-	-	-	-	-
Neutrale Böden	Spross	-	-	-	-0.41**	-0.41**
	Wurzel	-	-	-	-0.46***	-0.47***

*, **, ***, ****: signifikant bei $P \leq 0.05$, $P \leq 0.01$, $P \leq 0.001$, $P \leq 0.0001$

Die Elemente Ca, Mg, K und Al sind in der Regel unabhängig vom Boden-pH zwischen Boden und Spross signifikant korreliert. Eine Ausnahme bildet das Al, welches nur bei tiefem Boden-pH zwischen Boden und Spross hoch signifikant korreliert ist.

4. Schlussfolgerungen

Die Wurzelbiomasse von Fichtenkeimlingen ist auf sauren Böden signifikant reduziert. Dies kann damit zusammenhängen, dass in sauren Böden vermindert Ca und Mg aber vermehrt Al den Pflanzen zur Verfügung steht. Wenn in der Bodenlösung Al gegenüber den basischen Kationen vorherrscht, gelangt Al in die Wurzeln und bindet vorwiegend an Zellwände (ZYSSET et al., 1996), mit einem reduzierten Wurzelwachstum als Folge. Aus diesem Grund wird auch das Ca/Al oder das BC/Al molare Verhältnis der Bodenlösung als Indikator für Bodenversauerung verwendet (CRONAN & GRIGAL, 1995; SVERDRUP & WARFVINGE, 1993). Dass aber auch das Ca/Al oder das BC/Al molare Verhältnis von Bodenextrakten verwendet werden kann, beweisen die hohen Korrelationen mit der Biomasse von Spross und Wurzel (vgl. auch JOSLIN & WOLFE, 1989). Die Ergebnisse zeigen, dass die molaren Verhältnisse von Ca/Al und von BC/Al in etwa gleichwertig sind, aber dass der NH_4Cl -Extrakt im Vergleich zum EDTA-Extrakt die besseren Resultate liefert. Im weiteren sind, im Vergleich zur Basensättigung, das Ca/Al und das BC/Al molare Verhältnis mit der Biomasse höher korreliert. Folglich sind das Ca/Al und das BC/Al molare Verhältnis im Vergleich zur Basensättigung für die Entwicklung von Fichtenkeimlingen relevanter und kommen daher als alternative bodenchemische Indikatoren zur Risikoabschätzung von Bodenversauerung in Frage.

5. Zusammenfassung

Um die für die Entwicklung von Fichtenkeimlingen entscheidenden bodenchemischen Parameter zu untersuchen, wurden 157 Bodenproben auf dem 8 x 8 km Netz der Waldzustands-Inventur auf insgesamt 66 Waldstandorten mit einem Fichtenanteil von mindestens 20% entnommen. Die Böden wurden im frischen Zustand gesiebt, in Tontöpfe eingefüllt, mit Fichtensamen versetzt, in einer Klimakammer inkubiert, und nach 4 Monaten die Biomasse und der Elementgehalt bestimmt. Für die bodenchemischen Analysen wurde ein Teil des Bodens getrocknet, der pH gemessen und die basischen Kationen und Al nach Extraktion mit NH_4Cl oder mit NH_4 -Acetat-EDTA bestimmt. Mit sauren Böden waren Wurzelbiomasse und Wurzel/Spross-Verhältnis signifikant reduziert. Positive signifikante Korrelationen bestanden zwischen dem Ca/Al oder dem BC/Al molaren Verhältnis und den Biomassen ausschliesslich in sauren Böden, wobei die Signifikanzen im Vergleich zur Basensättigung höher waren. Zudem liefert der NH_4Cl -Extrakt im Vergleich zum EDTA-Extrakt bessere Resultate. Das Ca/Al und das BC/Al molare Verhältnis von sauren Böden kommen daher als alternative Indikatoren zu Boden-pH und Basensättigung zur Risikoabschätzung von Bodenversauerung in Frage.

6. Summary

To investigate the relevant soil-chemical parameters for the growth of spruce seedlings, 157 soil samples from 66 forest sites with at least 20% spruce were collected on a 8 x 8 km grid throughout Switzerland. Soils were sieved freshly, filled into clay pots, supplied with spruce seeds, and incubated in a growth chamber. Plants were harvested after 4 months for biomass and element content analyses. For soil-chemical analyses, a part of the soil was dried, pH was determined, and basic cations and Al were determined after extraction with NH_4Cl or NH_4 -Acetate-EDTA. On acid soils root biomass and root/shoot ratio were significantly reduced. Positive significant correlations occurred between the Ca/Al or the BC/Al molar ratio and the biomass exclusively on acid soils, and with higher significances compared to the soil base saturation. In addition, the NH_4Cl -extract compared to the EDTA-extract gave better results. The Ca/Al and BC/Al molar ratio of acid soils are therefore valuable alternative indicators to soil pH and base saturation to assess the risk of soil acidification.

7. Literatur

- CRONAN, C.S. and GRIGAL, D.F., 1995: Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* **24**, 209-226.
- GONZALEZ CASCON, M.R., ALCUBILLA, M., und REHFUESS, K.E., 1989: Entwicklung von Tannensämlingen (*Abies alba* Mill.) in Abhängigkeit von der Basensättigung natürlicher Substrate. *All. Forst. J. Ztg.* **160**, 233-241.
- JOSLIN, J.D. and WOLFE, M.H., 1989: Aluminum effects on northern red oak seedling growth in six forest soil horizons. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 274-281.
- LAKANEN, E. and ERVIÖ, R., 1971: A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soil. *Acta Agral. Fenn.* **123**, 223-232.
- SVERDRUP, H. and WARFVINGE, P., 1993: The effect of soil acidification on the growth of trees, grass, herbs as expressed by the (Ca+Mg+K)/Al ratio. Rep. in Ecology and Environmental Engineering 2. Lund Univ., Dep. of Chem. Eng. II, Lund, Sweden.
- ZYSSET, M., BRUNNER, I., FREY, B. and BLASER, P., 1996: Response of european chestnut to varying calcium/aluminum ratios. *J. Environ. Qual.* **25**, 702-708.

Wurzelexsudate als Indikatoren der Reaktion von Bäumen auf Säureinträge in Waldökosysteme: Konzept und erste Erfahrungen

LUSTER, J., A. HEIM, I. BRUNNER und E. FROSSARD*

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, 8903 Birmensdorf

*Institut für Pflanzenwissenschaften ETHZ, Versuchsstation Eschikon, 8315 Lindau

1. Bekanntes zur Wirkung von Säureinträgen in Waldökosysteme sowie zu Wurzelexsudaten und ihrer Rolle in der Aluminium-Toleranz von Pflanzen

Säureinträge wirken auf Bäume vor allem indirekt über eine Veränderung der Bodenlösungsschemie, wobei die Baumwurzeln als Sensoren auftreten. Negative Effekte treten vor allem in bereits sauren Böden mit pH-Werten unter 4.5 auf, in denen Protonen aus internen und externen Säurequellen hauptsächlich durch Auflösung von Al-Phasen abgepuffert werden (ULRICH, 1991). Das Resultat sind erhöhte Al-Konzentrationen in der Bodenlösung, die phytotoxisch wirken können. Dabei können Wurzelwachstum, Wurzelmorphologie, Wachstum oberirdischer Pflanzenteile sowie die Aufnahme von Ca und Mg beeinflusst werden (MARSCHNER, 1989; CRONAN und GRIGAL, 1995; DELHAIZE und RYAN, 1995). Das Ausmass der phytotoxischen Wirkung hängt unter anderem vom Verhältnis basischer Nährstoffkationen (Ca, Mg) zu Al sowie von der chemischen Form, in der Al vorliegt, ab. Zudem gibt es Hinweise darauf, dass mykorrhizierte Baumkeimlinge gegenüber Al toleranter sind als nicht-mykorrhizierte Keimlinge (HENTSCHEL et al., 1993).

Pflanzen geben grosse Mengen des photosynthetisch gebundenen Kohlenstoffs über die Wurzel wieder ab (MARSCHNER, 1995). Ein grosser Teil wird in Form niedermolekularer organischer Säuren, Kohlenhydrate, Aminosäuren und Phenole ausgeschieden. Von der Wurzelhaube wird ein vorwiegend aus hochmolekularen Kohlenhydraten bestehender Schleim, die sog. Mucilage, ausgeschieden. Oft ist die Wurzelexsudation bestimmter Substanzen eine „aktive“ Reaktion der Pflanze auf Nährstoffmangel oder Stress. So reagieren gewisse Mais- und Weizensorten auf die Gegenwart hoher Al-Konzentrationen mit der Ausscheidung von Citrat oder Malat (DELHAIZE und RYAN, 1995). Es wird postuliert, dass dabei durch Komplexierung die Al-Aufnahme behindert wird. Weitere experimentelle Hinweise gibt es für Fixierung von Al in der Mucilage von Sojabohne (HORST et al., 1990) und für die Ausscheidung Al-komplexierender Proteine bei Weizen (BASU et al., 1994).

2. Hypothesen und experimentelles Konzept

Basierend auf den oben dargelegten Erkenntnissen werden folgende allgemeine Hypothesen formuliert:

- Bäume reagieren auf Stress, der durch erhöhte Al-Konzentrationen in der Bodenlösung hervorgerufen wird, durch eine Veränderung der Zusammensetzung ihrer Wurzelexsudate.
- Diese Veränderung ist in der Bodenlösung messbar, bevor der Baum sichtbare Schäden zeigt.

Das langfristige experimentelle Konzept, welches in Abb. 1 schematisch dargestellt ist, beinhaltet Tests der Baumreaktion unter kontrollierten Bedingungen auf der einen Seite und ihre Messung im Feld auf der anderen Seite. Die Brücke schlagen sollen Untersuchungen des Einflusses der einzelnen im Feld dazukommenden Faktoren (z.B. Ausscheidungen durch Mikroorganismen, Auswaschungen aus der Streuauflage) unter kontrollierten Bedingungen.

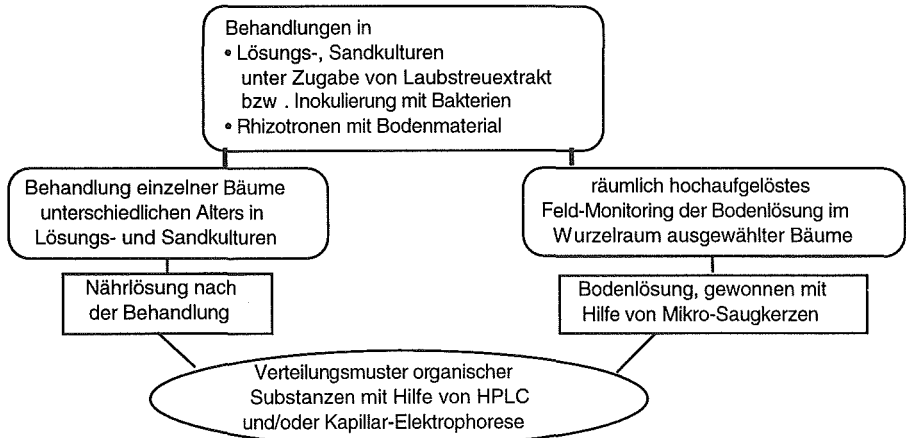


Abb. 1 Langfristiges experimentelles Konzept

In einer ersten Projekt-Phase werden mykorrhizierte und nicht-mykorrhizierte Keimlinge von Fichte (*Picea abies*) mit Lösungen behandelt, die eine ähnliche chemische Zusammensetzung wie die Bodenlösung saurer Waldböden aufweisen. Variable Parameter sind der pH-Wert sowie die Konzentrationen von Al, Ca und Mg. Analysiert wird die Ausscheidung niedermolekularer organischer Säuren und Kohlenhydrate. Die Arbeitshypothesen für diese erste Phase sind in Abb. 2 aufgeführt.

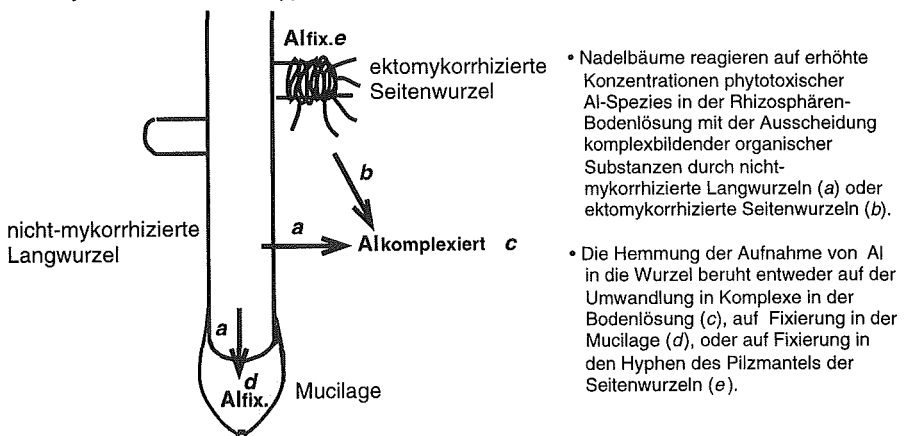


Abb. 2 Schematische Darstellung einer Fichtenwurzel mit Arbeitshypothesen

3. Erste Erfahrungen

3.1. Material und Methoden

Es wurden Behandlungs-Experimente in Wachstumskammern mit sog. „Growth-Pouches“ (Abb. 3) durchgeführt.

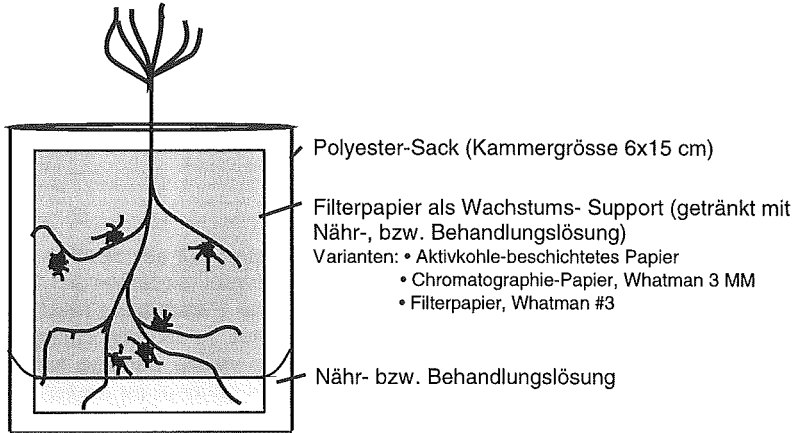


Abb. 3 Schema einer „Growth Pouch“

Die Keimlinge wurden während 6 Wochen mit einer Melin-Norkrans-Nährlösung ohne Glukose angezogen. Die Hälfte der Kammern wurde nun mit dem Mykorrhiza-Pilz *Hebeloma crustuliniforme* beimpft. Nach weiteren 8 Wochen Anzucht in Nährlösung, diesmal mit Glukose, folgte eine 4-wöchige Behandlung mit einer synthetischen Bodenlösung nach HENTSCHEL et al. (1993), die auf pH 4 eingestellt wurde. Bei der Hälfte der Behandlungen enthielt die Lösung zusätzlich 1 mM AlCl_3 . Die folgenden Proben wurden auf organische Säuren analysiert: (i) in der Kammer stehende Lösung, (ii) Wurzel-Waschlösung (ganzes Wurzelsystem oder Teil davon während 1 Min. mit 5 ml deion. Wasser geschüttelt), (iii) Wasserextrakt des Filterpapiers (in Kontakt mit der Wurzel stehende Zone des Filterpapiers während 1 Std. mit 5 bis 10 ml deion. Wasser extrahiert), (iv) Methanolextrakt des Filterpapiers (gleiche Zone nach der Wasserextraktion während 1 Std. mit Methanol extrahiert). Die Analyse erfolgte mit Kapillarelektrophorese (unbeschichtete Kapillare; Puffer: 10 mM KHPhtalat, 2.5% Waters OFM Anion BT, pH 5.6; Trennung bei konstanter Spannung von 20 kV; Detektion: UV bei 215 nm) sowie mit Umkehrphasen-HPLC (NEUMANN et al., 1997).

3.2. Resultate

Die verschiedenen als Wachstums-Support eingesetzten Filterpapiere unterschieden sich deutlich in ihrer Eignung für die Anzucht der Fichtenkeimlinge. Das beste Wachstum von Spross und Wurzeln sowie die mit Abstand beste Mykorrhizierung der Seitenwurzeln wurde in der Variante mit Aktivkohle-beschichtetem Papier beobachtet. Chromatographie- und Filterpapier unterschieden sich diesbezüglich nur wenig. Allerdings erwies sich das Chromatographiepapier als etwas weniger anfällig auf Kontamination mit unerwünschten Pilzen als das Filterpapier. Das Aktivkohle-beschichtete Papier erwies sich aber auch in diesem Punkt als am besten geeignet.

Bei den Varianten mit Chromatographie- und Filterpapier waren in allen wässrigen Probenahme-Lösungen organische Säuren messbar. Die Kapillarelektrophorese- und HPLC-Daten ergänzen sich dabei in ihrer Aussage. Die Elektropherogramme und Chromatogramme der verschiedenen Probenahmelösungen des gleichen Experimentes waren qualitativ ähnlich, jedoch zeigten die Wurzelwaschlösungen im allgemeinen deutlich niedrigere Konzentrationen als die in der Kammer stehenden Lösungen und die Wasserextrakte des Filterpapiers. Bei den Varianten mit Aktivkohle-beschichtetem Papier konnten sowohl in den wässrigen als auch in den methanolischen Probenahme-Lösungen nur wenig organische Säuren gemessen werden. Wahrscheinlich werden die organischen Substanzen teilweise stark an der Aktivkohle adsorbiert.

Bezüglich des Einflusses von Mykorrhizierung und erhöhter Al-Konzentration liegen noch zu wenig Daten vor.

4. Summary

Based on facts and experimental indications on the effect of soil acidification on forest trees, on root exudates in general, and on the role of root exudates in aluminum tolerance of plants, the following general hypothesis is made. Forest trees react to stress imposed by elevated Al concentrations in the rhizosphere soil solution by changing their root exudation pattern. This change is measurable before visible damage to the trees occurs. Based on this hypothesis, a long-term experimental concept for a new project is presented which includes tests of the tree response under controlled conditions as well as measurement of the tree response in the field. In a first project phase, the role of root exudates in the Al tolerance of mycorrhizal and non-mycorrhizal Norway spruce seedlings is investigated under controlled conditions in growth chambers. Treatments of the seedlings are performed in growth pouches. First experiences with this technique with respect to plant growth, mycorrhization, sensitivity to fungal contamination and collection of root exudates are discussed.

5. Literatur

- BASU, U., BASU, A., und TAYLOR, G.J. 1994. Differential exudation of polypeptides by roots of aluminum-resistant and aluminum-sensitive cultivars of *Triticum aestivum* L. in response to aluminum stress. *Plant Physiol.* **106**, 151-158.
- CRONAN, C.S., und GRIGAL, D.F., 1995: Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* **24**, 209-226.
- DELHAIZE, E., und RYAN, P.R., 1995: Aluminum toxicity and tolerance in plants. *Plant Physiol.* **107**, 315-321.
- HENTSCHEL, E., GODBOLD, D.L., MARSCHNER, P., SCHLEGEL, H., and JENTSCHKE, G., 1993. The effect of *Paxillus involutus* Fr. on aluminum sensitivity of Norway spruce seedlings. *Tree Physiol.* **12**, 379-390.
- HORST, W.J., WAGNER, A., und MARSCHNER, H., 1990: Mechanical impedance increases aluminium tolerance of soybean (*Glycine max*) roots. *Plant Soil* **124**, 227-231.
- MARSCHNER, H., 1989: Effect of soil acidification on root growth, nutrient and water uptake. In: Ulrich, B. (Hsg.): International congress on forest decline research: State of knowledge and perspectives. Kernforschungszentrum Karlsruhe. S. 381-404.
- MARSCHNER, H., 1995: Mineral nutrition of higher plants, 2. Aufl. Academic Press, London. 889 S.
- NEUMANN, G., DINKELAKER, B., und MARSCHNER, H. 1996. Kurzzeitige Abgabe organischer Säuren aus Proteoidwurzeln von *Hakea undulata* (Proteaceae). In: Merbach, H. (Hsg.): Pflanzliche Stoffaufnahme und mikrobielle Wechselwirkungen in der Rhizosphäre; 6. Borkheider Seminar zur Ökophysiologie des Wurzelraumes. Teubner, Stuttgart, 202 S.
- ULRICH, B., 1991: An ecosystem approach to soil acidification. In: Ulrich, B., und Sumner M.E. (Hsg.): Soil acidity. Springer, Berlin. S. 28-79.

Extrahierbarkeit ausgewählter Elemente im Boden in Bezug zur Aufnahme durch Pflanzen

S. Zimmermann, I. Brunner, *S. Gupta, P. Blaser und **H. Sticher
Eidg. Forschungsanst. für Wald, Schnee und Landschaft WSL, Birmensdorf

*Institut für Umweltschutz und Landwirtschaft IUL, Bern-Liebefeld

**Institut für terrestrische Ökologie der ETH ITOe, Schlieren

1. Einleitung

Mit operationell definierten Extraktionsmethoden wird versucht, Elementfraktionen unterschiedlicher Bindungsformen aus dem Boden zu extrahieren. Vielfach interessiert dabei eine pflanzenverfügbare Fraktion. Die Extraktion mit 1 M NH_4Cl -Lösung bringt die tauschbar an die Bodenmatrix gebundenen Elemente in Lösung. Damit wird eine kurzfristig pflanzenverfügbare Fraktion erfasst. Für die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion wurden enge Beziehungen zwischen Extrahierbarkeit von Mikronährelementen aus dem Boden und Aufnahme durch landwirtschaftliche Nutzpflanzen bereits nachgewiesen (LAKANEN und ERVIÖ, 1971). Die Frage bleibt aber offen, ob zwischen Spurenmetallextrahierbarkeit mit NH_4 -Acetat-EDTA und Aufnahme durch Waldpflanzen (verschiedene Baumarten) dieselben engen Beziehungen gefunden werden. Das Ziel dieses Beitrages ist deshalb die Überprüfung der grundsätzlichen Hypothese, wonach die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion eine durch verschiedene Baumarten verfügbare Spurenmetallfraktion erfasst.

2. Material und Methoden

2.1. Bodenproben

Es wurden Oberbodenproben aus dem Kanton Tessin verwendet, die bereits in der Natur durch anthropogene Einträge unterschiedlich stark mit Zn und Cu belastet sind. Es wurden drei Standorte unter Kastanienbeständen ausgewählt. Der Standort "Biasca" ist durch das Montefornostahlwerk stark belastet; "Copera" ist einer mittelstarken, diffusen Belastung aus Verkehr und Industrie der Magadinoebene ausgesetzt; "Losone" ist nur wenig belastet.

2.2 Pflanzenmaterial

Als Pflanzenmaterial wurden drei Baumarten und eine landwirtschaftliche Nutzpflanze verwendet:

- Kastanie (*Castanea sativa*): 2-jährige Pflanzen; von Stecklingen gezogen
- Pappel (*Populus x euramericana*): unbewurzelte Stecklinge, die direkt in die Töpfe im Gewächshaus gesteckt wurden
- Birke (*Betula pendula*): 2-jährige Pflanzen; von Stecklingen gezogen
- Zea mays: Maiskörner direkt in die Töpfe gesät
- Zusätzlich wurden an den Bodenprobeentnahmestandorten im Feld frische Blätter von Kastanien gesammelt, und wie unter 2.3 beschrieben, analysiert.

2.3 Elementanalysen

Die aus den Bodenproben extrahierbaren Elementgehalte wurden mit der NH_4Cl - und der NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion bestimmt. Die Analysen erfolgten am ICP-OES. Die oberirdischen, frischen Pflanzenteile wurden nach zweimonatigem Gewächshausversuch getrocknet und feingemahlen. Mit Hilfe eines Säureaufschlusses wurde das Pflanzenmaterial gelöst und die Elementgehalte am ICP-MS analysiert.

2.4 Statistische Analysen

Die Zusammenhänge zwischen Boden- und Pflanzengehalten wurden mit linearer Regressions- und Korrelationsanalyse untersucht und mit dem t-Test auf Signifikanz geprüft. Die Unterschiede zwischen Pflanzengehalten auf unterschiedlich stark

belasteten Standorten wurden mit einfacher Varianzanalyse untersucht und mit dem Test nach Scheffé auf Signifikanz geprüft.

3. Resultate und Interpretation

3.1 Zink

Die Abbildungen 1 und 2 zeigen die Abhängigkeiten zwischen extrahierbarem Zn-Gehalt und Pflanzengehalt. Für beide Extraktionen werden dieselben Abhängigkeiten beobachtet. Die Korrelationskoeffizienten sind hochsignifikant von Null verschieden (Irrtumswahrscheinlichkeit $P \leq 0.01$). Auch die Ergebnisse der Varianzanalysen in Tabelle 1 zeigen, dass sich die Zn-Pflanzengehalte auf den unterschiedlich stark belasteten Standorten signifikant unterscheiden.

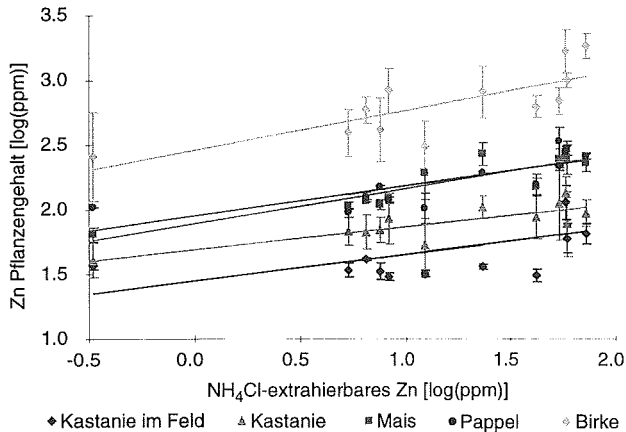


Abb. 1 Abhängigkeit des Zn-Pflanzengehaltes vom NH_4Cl -extrahierbaren Zn-Gehalt im Boden. Dargestellt sind Mittelwerte aus 6 Einzelbestimmungen $\pm 1s$ sowie die Regressionsgeraden. Extrahierbare Gehalte und Pflanzengehalte sind logarithmiert.

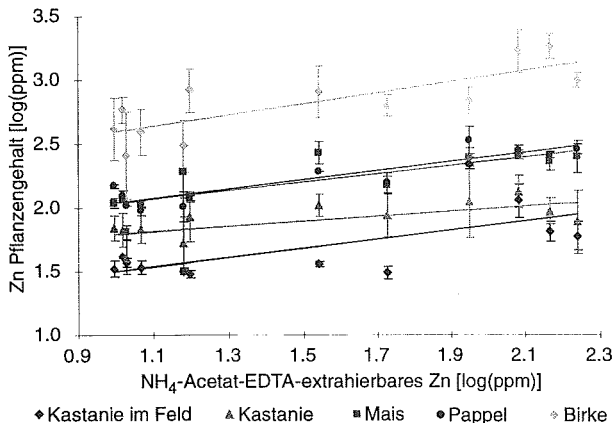


Abb. 2 Abhängigkeit des Zn-Pflanzengehaltes vom NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbaren Zn-Gehalt im Boden. Dargestellt sind Mittelwerte aus 6 Einzelbestimmungen $\pm 1s$ sowie die Regressionsgeraden. Extrahierbare Gehalte und Pflanzengehalte sind logarithmiert.

Die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion erfasst also eine pflanzenrelevante Zn-Fraktion. Da Zink im Boden aber vor allem an Tonmineralien und pedogene Oxide über aussersphärische Komplexe gebunden ist, ist die NH_4Cl -Extraktion ebenfalls befähigt, Zn in solchen Bindungsformen zu extrahieren. Deshalb werden für beide Extraktionen identische statistische Zusammenhänge zwischen Pflanzengehalten und extrahierbaren Gehalten gefunden.

Tab. 1 Ergebnisse der Varianzanalyse der aus dem Boden extrahierbaren und in den Pflanzen gemessenen Zn-Gehalte bei den Bodenproben Biasca, Copera und Losone. Varianzanalytisch gesicherte Unterschiede mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $P \leq 0.05$ (Scheffé-Test) sind mit unterschiedlichen Buchstaben gekennzeichnet.

Standort	Bodenkennwerte			Zn-Gehalte in Pflanzen [ppm]			
	pH-Wert	NH_4 -Acetat-EDTA extrahierb. Zn [ppm]	NH_4Cl extrahierb. Zn [ppm]	Mais	Kastanie	Pappel	Birke
Biasca	4.5 ^a	132.7 ^a	61.3 ^a	251.0 ^a	112.0 ^a	296.2 ^a	1328.1 ^a
Copera	3.7 ^b	28.3 ^b	21.5 ^b	184.9 ^b	81.6 ^b	151.0 ^b	572.8 ^b
Losone	4.6 ^a	12.1 ^b	5.1 ^c	102.9 ^c	67.8 ^b	111.9 ^b	548.6 ^b

3.2 Kupfer

Im Gegensatz zu Zink sind beim Kupfer keine gesicherten Zusammenhänge zwischen NH_4Cl -extrahierbaren Gehalten und Pflanzengehalten zu beobachten. Beim NH_4 -Acetat-EDTA-Extrakt weisen nur die Cu-Gehalte in Pappel und Birke (Abb. 3) gesicherte Korrelationen zu den entsprechenden extrahierbaren Gehalten auf (Irrtumswahrscheinlichkeiten $P \leq 0.01$ bzw. $P \leq 0.05$).

Kupfer wird im Gegensatz zu Zink von den verwendeten Pflanzen nicht, oder nur in geringerem Ausmass nach der Aufnahme in die oberirdischen Pflanzenteile transportiert. Deshalb sind keine oder nur schwache Zusammenhänge zu beobachten.

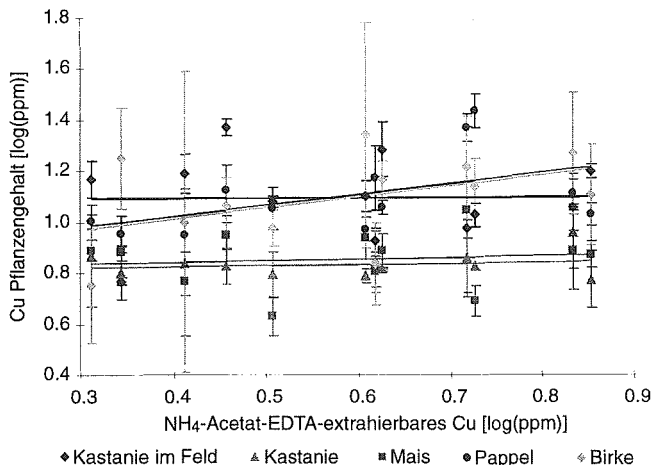


Abb. 3 Abhängigkeit des Cu-Pflanzengehaltes vom NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbaren Cu-Gehalt im Boden. Dargestellt sind Mittelwerte aus 6 Einzelbestimmungen $\pm 1s$ sowie die Regressionsgeraden. Extrahierbare Gehalte und Pflanzengehalte sind logarithmiert.

Wenn Zusammenhänge feststellbar sind, dann nur zwischen den NH_4 -Acetat-EDTA-extrahierbaren Gehalten und den Pflanzengehalten. Die Begründung liegt in der bevorzugten Bindungsform des Kupfers mit der organischen Substanz des Bodens. Kupfer bildet innersphärische Komplexe, also stärkere Bindungen als Zn mit den entsprechenden Adsorbentoberflächen. Von den beiden Extraktionsmethoden ist aber nur die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion befähigt, Cu aus diesen Bindungsformen zu extrahieren.

4. Schlussfolgerungen

Von Spurenmetallen, die vor allem aussersphärisch an die Bodenmatrix gebunden sind, werden sowohl durch die NH_4Cl - wie auch durch die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion pflanzenrelevante Fraktionen erfasst (Beispiel Zink).

Sobald Spurenmetalle auch innersphärische Komplexe mit funktionellen Gruppen der Bodenfestphase bilden, können sie nur noch von NH_4 -Acetat-EDTA, nicht aber von NH_4Cl , extrahiert werden. Der starke Komplexbildner EDTA ist befähigt, Spurenmetalle, die mit der organischen Substanz des Bodens koordiniert sind, aus ihrer Koordinationssphäre zu lösen (ZIMMERMANN, 1997). Die Pflanzen erreichen durch die Ausscheidung von organischen Komplexbildnern dieselbe Wirkung. Deshalb ist die NH_4 -Acetat-EDTA-Extraktion zur Erfassung potentiell pflanzenverfügbarer Spurenmetalle, die innersphärische Komplexe mit den funktionellen Gruppen der Bodenfestphase bilden, besser geeignet, als die NH_4Cl -Extraktion.

Résumé

Dans le présent travail on a vérifié avec une expérience en serre l'hypothèse selon laquelle on peut extraire avec NH_4 -acetate-EDTA une fraction des éléments traces disponibles pour les plantes.

Les résultats indiquent que NH_4 -acetate-EDTA extrait, aussi bien que NH_4Cl , de la totalité des éléments traces une fraction disponible pour les plantes, qui est fixée relativement faiblement (complexation externe) à la matrice du sol (exemple: Zn). Lorsque les éléments traces sont fixés plus fortement (complexation interne), seule NH_4 -acetate-EDTA permet de les extraire (exemple: Cu). EDTA dissout les éléments traces qui sont coordonnés à la matière organique du sol (ZIMMERMANN, 1997). Les plantes sont capables de produire un effet similaire par l'excrétion de substances organiques. De ce fait l'extraction avec NH_4 -acetate-EDTA reflète bien l'effet potentiel des plantes. En outre, comparée à l'extraction avec NH_4Cl , elle permet de mieux extraire une fraction d'éléments traces disponible pour les plantes.

Literatur:

- LAKANEN, E.; ERVIÖ, R., 1971: A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agr. Fenn.* 123: 223-232
 ZIMMERMANN, S., 1997: Wirkung einer gepufferten Ammonium-Acetat-EDTA-Extraktion auf ausgewählte Bodenbestandteile und natürliche Bodenproben. Diss ETH Nr. 12134, 140 S.

Einfluss von Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung auf den mineralischen Stickstoffgehalt des Bodens unter Winterweizen und Wintergerste

Ulrich Walther, Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau (FAL), Reckenholz, 8046 Zürich

Der Gehalt des Bodens an mineralischem Stickstoff (N_{\min}) ist stets interessant

Der N_{\min} -Wert umfasst den Nitrat- und Ammoniumgehalt des Bodens. Er kann stets und überall bestimmt werden. Die Analytik ist relativ einfach und schnell, der Aufwand für die sachgerechte Probenahme, Transport, Lagerung und Aufarbeitung der feldfeuchten Proben ist dagegen gross. Die Resultatangabe erfolgt entweder in mg N/kg Boden oder in kg N/ha unter Berücksichtigung des Wasser- und Skelettgehaltes der beprobten Bodenschicht. In der Regel werden die Proben aus verschiedenen Tiefen (0-30, 30-60, 60-100 cm) entnommen. Die Beurteilung und Interpretation der Ergebnisse sind jedoch mit grösseren Schwierigkeiten verbunden, da die Werte einen momentanen Zustand darstellen und durch viele Faktoren laufend beeinflusst und verändert werden. Insbesondere aus ökologischer Sicht ist ein momentaner Gehalt kaum interpretierbar und lässt viel Spielraum für Spekulationen und Annahmen. Lediglich Zeitreihen mit genügender Auflösung geben - in Kenntnis weiterer Bodeneigenschaften sowie der Nutzung und der Witterung - grobe Hinweise auf einige wichtige Prozesse der Zu- oder Abnahme des N_{\min} -Gehaltes. In diesem Sinne sind einmalige oder in grösseren Zeitabständen durchgeführte N_{\min} -Bestimmungen zwar stets interessant, jedoch selten eindeutig interpretierbar.

Der N_{\min} -Gehalt des Bodens - Grundlage für eine gezielte N-Düngung im Ackerbau

Dank intensiver und langjähriger Eichungsarbeit ist der zeitlich und örtlich definierte N_{\min} -Gehalt des Bodens heute eines der sichersten Hilfsmittel zur parzellenspezifischen Optimierung der Stickstoffdüngung im Ackerbau. Dem steht jedoch der relativ grosse Aufwand für die Probenahme, den Transport und die Aufarbeitung der feldfeuchten Proben gegenüber. Bisherige Versuche den parzellenspezifischen N_{\min} -Gehalt des Bodens bei Vegetationsbeginn von Wintergetreide mit Hilfe regionaler Durchschnittswerte, einiger Bodeneigenschaften sowie Angaben zur Bewirtschaftung zu schätzen, haben fehlgeschlagen. Dies ist in Kenntnis der Vielzahl von Faktoren, welche direkt und indirekt an der Bildung des N_{\min} -Gehaltes des Bodens zu einem bestimmten Zeitpunkt beteiligt sind (Abb. 1), nicht erstaunlich.

Über 800 Parzellen wurden genauer untersucht

Um den Einfluss verschiedener Faktoren auf den agronomisch wichtigen N_{\min} -Gehalt des Bodens bei Vegetationsbeginn zu quantifizieren, wurden während dreier Jahre in insgesamt 357 Wintergerste- und 465 Winterweizenparzellen auf jeweils einer homogenen Testfläche (100 m²) unter anderem folgende Parameter oder Gruppen von Einflussgrössen erhoben: Struktur des Betriebes und Bewirtschaftung der ausgewählten Parzelle (mittels Fragebogen); Bodenprofil: Gründigkeit, Skelettgehalt, Humusgehalt, Körnung, Vernässung (schichtweise Schätzung mittels Bohrkernen); Bodenart und Nährstoffgehalt (0-20 cm Tiefe): Humusgehalt, Körnung, pH-Wert, P-, K- und Mg-Test; N_{\min} -Gehalt des Bodens

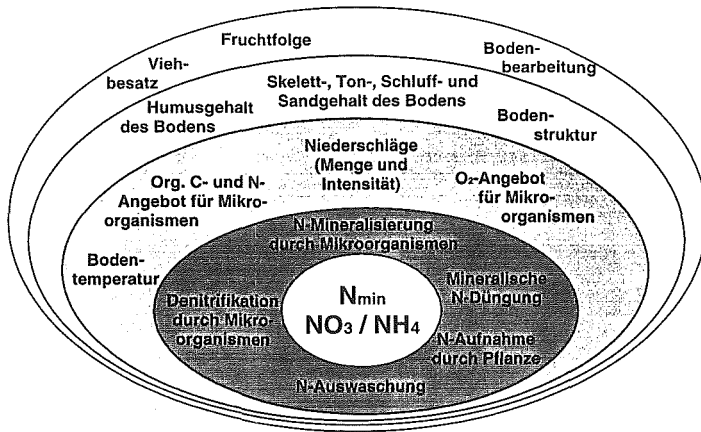


Abbildung 1. Faktoren, welche direkt oder indirekt den N_{min} -Gehalt des Bodens beeinflussen.

(0-30 cm, 30-60 cm und 60-100 cm) im Zeitraum vom 15. Februar bis 10. März; Witterung: Niederschläge und Bodentemperatur der nächstgelegenen SMA-Station. Tabelle 1 gibt Auskunft über die geographische Lage der Parzellen und Tabelle 2 enthält Angaben über die Betriebe sowie verschiedene Eigenschaften des Bodens.

Tabelle 1. Geographische Lage der untersuchten Parzellen.

Kanton	Wintergerste	Winterweizen	Total
Aargau	5	8	13
Bern	92	131	223
Basel-Land	2	5	7
Luzern	107	98	205
St. Gallen	32	44	76
Schaffhausen	6	6	12
Solothurn	5	6	11
Thurgau	0	20	20
Zug	20	18	38
Zürich	88	129	217
TOTAL	357	465	822

Tabelle 2. Eigenschaften der Betriebe und des Bodens der untersuchten Parzellen.

Eigenschaft des Betriebes oder des Bodens	Durchschnitt	Min.	Max.
Landw. Nutzfläche LN, ha	25	2	105
Off. Ackerfläche, % der LN	54	6	100
Viehbesatz, DGVE/ha	1.7	0	5.7
Rindviehbesatz, GVE/ha	1.1	0	2.5
Humusgehalt (0-20 cm), %	3.4	0.9	8.3
Tongehalt (0-20 cm), %	21	8	67
Schluffgehalt (0-20 cm), %	30	5	65
pH _(H2O) -Wert (0-20 cm)	7.0	5.5	8.6
Anz. Jahre mit Mistgabe ¹	6	0	20
Anz. J. mit Güllegaben ¹	12	0	20
Regen, Nov.-Feb., mm	356	101	683

¹ Während den letzten 20 Jahren

Einzelne Faktoren beeinflussen den durchschnittlichen N_{min} -Gehalt des Bodens

Die durchschnittlichen N_{min} -Gehalte des Bodens bei Vegetationsbeginn von Winterweizen und Wintergerste weichen in Abhängigkeit verschiedener Einflussfaktoren unterschiedlich

stark vom Durchschnitt aller Parzellen ab. Dabei sind die Abweichungen in den einzelnen Jahren sowie unter Winterweizen und Wintergerste meistens gleich gerichtet, das Ausmass ist aber unterschiedlich (Tab. 3).

Tabelle 3. Durchschnittliche Abweichungen vom durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt des Bodens unter Wintergerste und Winterweizen verursacht durch unterschiedliche Ausprägung verschiedener Einflussfaktoren. Erhebungen im Frühjahr 1993, 1994 und 1995.

Einflussfaktor		Durchschnittliche Abweichungen (kg N/ha)							
		Wintergerste				Winterweizen			
		1993	1994	1995	93-95	1993	1994	1995	93-95
Viehbesatz (DGVE/ha)	unter 1	-9	-5	-3	-6	-10	-5	-10	-8
	1 - 2	-3	+2	-2	-1	-1	+2	+2	+2
	über 2	+10	-1	+3	+5	+10	-4	+2	+3
Humusgehalt (0 - 20 cm)*	0 - 3 %	-6	-3	-7	-6	-10	-14	-10	-11
	3 - 8 %	+5	+3	+6	+5	+7	+11	+7	+9
Steingehalt (0 - 100 cm)*	0 - 10 Vol.-%	+10	+6	+4	+8	+10	+8	+7	+10
	über 10 Vol.-%	-17	-13	-6	-13	-14	-20	-9	-14
Tongehalt (0 - 20 cm)*	unter 20 %	-5	-3	-5	-5	-7	-8	-5	-8
	20 - 30 %	+4	-2	+6	+4	+6	+2	+10	+8
	über 30 %	0	+22	+1	+8	-1	+9	-1	+6
Vorfrucht	Rüben	-	-	-	-	-7	-9	0	-4
	Getreide	-6	-3	+1	-3	-	-	-	-
	Mais	+4	+2	+2	+4	-6	-4	-1	-5
	Kartoffeln	+7	+14	0	+3	+6	+9	+3	+8
	Wiese	+17	+33	+1	+18	+10	+4	+3	+8
Winternieder- schläge (November bis Februar)	unter 300 mm	+4	+8	-	+10	+3	+3	-	+10
	300 - 350 mm	-1	+2	+3	+3	0	+5	+6	+7
	über 350 mm	-3	-8	-1	-6	-5	-10	-2	-10
Durchschnittlicher N_{\min} -Gehalt aller Parzellen		45	44	29	40	63	58	38	54
Anzahl Parzellen total		156	98	102	356	199	134	124	457

* Probenahmetiefe. Humus- und Tongehalt des Bodens wurden im Labor bestimmt. Der Steingehalt des Bodens wurde auf dem Feld geschätzt.

Die Abweichungen vom durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt sind kaum additiv

Die Kombinationen der verschiedenen Faktoren, welche Abweichungen vom durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt des Bodens verursachen, sind auf den einzelnen Parzellen praktisch unbegrenzt. Der Vergleich der Summe der durch einzelne Faktoren verursachten Abweichungen mit der durchschnittlichen Abweichung derjenigen Parzellen, bei denen dieselben Faktoren gleichzeitig erfüllt sind, zeigt, dass die zwei Vorgehen teilweise zu unter-

schiedlichen Ergebnissen führen (Tab. 4). Nebst den Unterschieden zwischen Wintergerste und Winterweizen fällt auf, dass der durchschnittliche N_{\min} -Gehalt der Parzellen, auf denen gleichzeitig mehrere N_{\min} erhöhende Faktoren wirken, die Differenz zur Summe der einzel ermittelten Abweichungen positiv ist. Dies deutet auf synergistische Einflüsse der drei betrachteten Faktoren hin. Bei den N_{\min} reduzierenden Faktoren ist oft das Gegenteil der Fall.

Tabelle 4. Vergleich der Summe der durchschnittlichen Abweichungen einzelner Faktoren mit der durchschnittlichen Abweichung bei gleichzeitigem Eintreffen mehrerer Faktoren, welche den N_{\min} -Gehalt des Bodens beeinflussen. Erhebungen im Frühjahr 1993, 1994 und 1995 bei Wintergerste und Winterweizen.

Korrekturfaktor	Abweichung des durchschnittlichen N_{\min} -Gehaltes (kg N/ha)							
	Wintergerste				Winterweizen			
	1993	1994	1995	93-95	1993	1994	1995	93-95
A. Tierbesatz < 1 DGVE/ha	-9	-5	-3	-6	-10	-5	-10	-8
B. Humusgehalt (0-20 cm) < 3%	-6	-3	-7	-6	-10	-14	-10	-11
C. Skelettgehalt (0-100 cm) >10%	-17	-13	-6	-13	-14	-20	-9	-14
<i>Summe der Korrekturen A, B und C</i>	<i>-32</i>	<i>-21</i>	<i>-16</i>	<i>-25</i>	<i>-34</i>	<i>-39</i>	<i>-29</i>	<i>-33</i>
A, B und C gleichzeitig erfüllt	-17	-22	-17	-16	-30	-29	-14	-24
A. Tierbesatz > 2 DGVE/ha	+10	-1	+3	+5	+10	-4	+2	+3
B. Humusgehalt (0-20 cm) > 3%	+5	+3	+6	+5	+7	+11	+7	+9
C. Skelettgehalt (0-100 cm) <10%	+10	+6	+4	+8	+10	+8	+7	+10
<i>Summe der Korrekturen A, B und C</i>	<i>+25</i>	<i>+8</i>	<i>+13</i>	<i>+18</i>	<i>+27</i>	<i>+15</i>	<i>+16</i>	<i>+22</i>
A, B und C gleichzeitig erfüllt	+35	+12	+15	+25	+29	+26	+19	+23

Schätzung des N_{\min} -Gehaltes aufgrund durchschnittlicher Abweichungen vom durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt führt kaum zum erhofften Ergebnis

Mit Hilfe aller berechneten Abweichungen vom durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt kann für jede einzelne Parzelle ein ihren Eigenschaften entsprechender N_{\min} -Gehalt geschätzt werden. Ein Vergleich der Differenzen zwischen dem analytisch gemessenen N_{\min} -Gehalt jeder Parzelle mit dem durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt aller Parzellen einerseits sowie dem analytisch gemessenen Gehalt jeder Parzelle und dem nach dem oben beschriebenen Vorgehen geschätzten N_{\min} -Gehalt jeder Parzelle andererseits zeigt, dass die Berücksichtigung der durchschnittlichen Abweichungen auf jeder Einzelparzelle ein kaum taugliches Mittel zur parzellenspezifischen Optimierung der N-Düngung darstellt (Tab. 5). Der Anteil Parzellen mit einer Differenz von maximal 15 kg N/ha zwischen der N-Düngung aller Parzellen nach dem durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt und derjenigen nach einem geschätzten N_{\min} -Gehalt erhöht sich lediglich um etwa 10 %.

Tabelle 5. Trefferwahrscheinlichkeit (= Anteil Parzellen in %) der optimalen N-Gabe (Summe 1. und 2. Gabe) bei Berechnung der N-Düngung aller Parzellen nach dem durchschnittlichen N_{\min} -Gehalt aller Parzellen (" N_{\min} -Norm") bzw. nach einer aufgrund der in Tabelle 3 aufgeführten Abweichungen "korrigierten N_{\min} -Norm" bei Wintergerste und Winterweizen.

Die Bemessung der N-Gaben aufgrund des gemessenen N_{\min} -Gehaltes des Bodens jeder Parzelle wurde als optimal angenommen. Erhebungen im Frühjahr 1993, 1994 und 1995.

Differenz* zwischen N-Gabe nach " N_{\min} -Norm" bzw. "korrigierter N_{\min} -Norm" und N-Gabe nach N_{\min}	Anteil Parzellen in %			
	Wintergerste		Winterweizen	
	N-Gabe nach " N_{\min} -Norm"	N-Gabe nach "korrigierter N_{\min} -Norm"	N-Gabe nach " N_{\min} -Norm"	N-Gabe nach "korrigierter N_{\min} -Norm"
grösser als -60	0	0	0	1
-45 bis -60	0	1	4	5
-30 bis -45	7	8	14	12
-15 bis -30	27	20	21	16
-15 bis +15	42	51	33	45
+15 bis +30	10	11	10	10
+30 bis +45	5	4	7	5
+45 bis +60	7	4	4	3
grösser als +60	2	1	7	3
<i>Durchschnittl. Differenz zur optimalen N-Gabe (kg N/ha)</i>	<i>21</i>	<i>18</i>	<i>27</i>	<i>22</i>

* Bei negativen Werten würden die N-Gaben nach " N_{\min} -Norm" bzw. nach "korrigierter N_{\min} -Norm" zu gering, bei positiven Werten zu hoch bemessen im Vergleich zur Empfehlung nach dem parzellenspezifisch gemessenen N_{\min} -Gehalt des Bodens.

Andere Verfahren zur Schätzung des N_{\min} -Gehaltes

Stickstoffsimulationsmodelle. Ein Vergleich des mit dem Stickstoffsimulationsmodell "HERMES" (Kersebaum/Richter, Version 1.1) berechneten Verlaufs des N_{\min} -Gehaltes des Bodens mit gemessenen Daten aus verschiedenen Versuchen zeigte wenig ermutigende Ergebnisse. Langsame, kontinuierliche Zu- oder Abnahmen des N_{\min} -Gehaltes vermochte das Modell nicht abzubilden. Lediglich bei aussergewöhnlich starken Niederschlägen ergab das Simulationsmodell ähnliche Resultate wie die Messungen. In weitere Auswertungen des vorhandenen Datensatzes sind auch andere Modelle wie MINERVA, CANDY oder EXPERT-N einzubeziehen.

Multiple Regressionen. Erste Auswertungen zeigen, dass sich der N_{\min} -Gehalt des Bodens unter Wintergerste und Winterweizen auf der Grundlage von Bodeneigenschaften, Witterungs- und Bewirtschaftungsdaten mit Hilfe multipler linearer Regressionsrechnungen in etwa 3/4 der Fälle mit einem maximalen Fehler von +/- 20 kg N/ha mit agronomisch ausreichender Genauigkeit schätzen lässt. Voraussetzung ist allerdings die Kenntnis des analytisch bestimmten Humusgehaltes und der Körnung des Bodens. In 5-10 % der Fälle weicht der geschätzte N_{\min} -Wert noch mehr als 30 kg N/ha vom gemessenen Wert ab. Das Bestimmtheitsmass (r^2) der Schätzungen betrug lediglich etwa 0.4. In weiteren Aus-

wertungen dürfte vor allem nach Gruppen von Parzellen mit bestimmten Eigenschaften zu suchen sein, innerhalb derer eventuell höhere Bestimmtheitsmasse erreicht werden können. Dadurch wird es vielleicht möglich sein, nicht generell, aber in bestimmten Fällen auf eine analytische Bestimmung des N_{\min} -Gehaltes zu verzichten und die Stickstoffdüngung von Wintergetreide trotzdem annähernd optimal zu gestalten.

Schlussfolgerungen

- Die analytische Bestimmung des mineralischen Stickstoffgehaltes des Bodens bei Vegetationsbeginn ist zur Zeit das treffsicherste Verfahren zur Optimierung der Stickstoffdüngung im Getreidebau. Nachteilig ist jedoch der grosse Arbeitsaufwand bei der Probenahme und die relativ hohen Kosten.
- Jahresspezifisch oder mehrjährig berechnete " N_{\min} -Normen" und entsprechende Korrekturen aufgrund der Standortverhältnisse und Bewirtschaftung vermögen generelle N-Düngungsempfehlungen zu Wintergerste und Winterweizen nur ungenügend den parzellenspezifischen Eigenschaften anzupassen.
- Stickstoffsimulationsprogramme sind zur Zeit nicht in der Lage, den Verlauf des N_{\min} -Gehaltes des Bodens generell mit ausreichender Genauigkeit zu schätzen. Zudem verlangen sie stets einen analytisch gemessenen Anfangswert. Da dürfte es wohl sinnvoller sein, die Analyse direkt beim Düngetermin durchzuführen.
- Die regressionsanalytische Schätzung weckt einige Hoffnungen, den N_{\min} -Wert bei Vegetationsbeginn unter definierten Standortbedingungen künftig mit ausreichender Genauigkeit schätzen zu können. Dabei sind die Grenzen des Verfahrens zu definieren. Eventuelle Schätzungen müssten jedoch an weiteren Standorten auf ihre Treffsicherheit überprüft werden.

Zusammenfassung

An einem Datensatz von 822 Parzellen wurden verschiedene Ansätze zur Schätzung des N_{\min} -Gehaltes bei Vegetationsbeginn von Winterweizen und -gerste geprüft. Keines der Verfahren (Summe des durchschnittlichen Einflusses einzelner oder Gruppen von Faktoren, Stickstoffsimulationsmodell, multiple lineare Regressionsrechnung) vermochte die Zielgrösse mit ausreichender Genauigkeit zu schätzen. Das Hauptproblem dürfte der nicht additive Einfluss der verschiedenen Faktoren sowie die fast unbegrenzte Kombinationsmöglichkeit der grossen Anzahl indirekt und gleichzeitig wirkender Einflussgrössen sein.

Résumé

Influence des caractéristiques du sol et du mode d'exploitation sur la teneur en azote minéral (N_{\min}) du sol sous blé et orge d'automne

L'estimation au début de la période de végétation, de la teneur en N_{\min} du sol sous blé et orge d'automne a été testée de différentes manières à partir des données de 822 parcelles. Aucun procédé n'a permis d'estimer la valeur obtenue avec une précision suffisante (Somme des influences moyennes d'un seul ou d'un groupe de facteurs, modèle de simulation de l'évolution de l'azote, régressions linéaires multiples). La difficulté proviendrait du fait que l'influence des différents facteurs n'est pas cumulative et que les possibilités de combinaisons de leurs influences indirectes et simultanées sont presque illimitées.

VERLAUF DES STICKSTOFFGEHALTES IM BODEN BEIM HERKÖMMLICHEN KARTOFFELANBAU UND BEIM DIREKTMULCHLEGE-VERFAHREN

Peter Weisskopf¹, Urs Zihlmann¹, David Dubois¹, Christian Bohren¹ und Ernst Spiess²

¹Eidg. Forschungsanstalt für Agrarökologie und Landbau, FAL Reckenholz, 8046 Zürich

²Eidg. Forschungsanstalt für Agrarwirtschaft und Landtechnik, FAT, 8356 Tänikon TG

Zur Verminderung der Nitratauswaschung im Winterhalbjahr werden beim Kartoffelanbau nach dem **System des Direktmulchlegens** die Dämme für die Kartoffeln bereits im Spätsommer des Vorjahres hergerichtet und begrünt - in diesem Versuch mit Gelbsenf. Im darauffolgenden Frühjahr pflanzt man die Kartoffeln direkt - ohne weitere Bodenbearbeitung - in diese Dämme. Dabei bleiben die Pflanzenteile der abgestorbenen Begrünung als Mulch zwecks Erosionsschutz auf der Bodenoberfläche.

Demgegenüber wird beim **herkömmlichen Verfahren** im Herbst oder Winter gepflügt; danach bleibt der Boden unbedeckt und wird vor dem Pflanzen der Kartoffeln nochmals bearbeitet. In diesem Versuch erfolgte die Unkrautbekämpfung rein chemisch, d.h. beim herkömmlichen Verfahren wurden die Kartoffeldämme nur einmal aufgehäufelt und nicht mehr gehackt.

Versuchsstandort: FAL Reckenholz; 440 m ü.M.

Tiefgründige, schwach pseudogleyige Braunerde aus Kolluvium

Oberboden: 2,8% Humus; 22% Ton, 33% Schluff

Vorkultur: Winterweizen, Stroh geräumt

Tabelle 1: Bewirtschaftungsmassnahmen (die Zahlen in Klammern beziehen sich auf die Abb. 1 und 2)

Direktmulchlege-Verfahren	Herkömmliches Verfahren
16.8.95: Mist, 40 t / ha (1)	16.8.95: Mist, 40 t / ha (1)
17.8.95: Spatenmaschine (2)	17.8.95: Spatenmaschine (2)
18.8.95: Dämme vorziehen (3) und Saat Gelbsenf (4)	18.8.95: Saat Ölrettich u. 27 kg N / ha (4)
	16.10.95: Ölrettich abschlegeln und pflügen (5)
Dez. 95: Abfrieren Gelbsenf	
	16.4.96: Federzinkenegge 2x (6)
18.4.96: Setzen Kartoffeln (7)	18.4.96: Setzen Kartoffeln (7)
24.4.96: 30 kg N / ha (8)	24.4.96: 30 kg N / ha (8)
3.5.96: Unkrautbekämpfung (9)	18.5.96: Unkrautbekämpfung (9)
31.5.96: 80 kg N / ha (10)	31.5.96: 80 kg N / ha (10)

Verlauf des Gehaltes an Nitrat-Stickstoff

Mit Saugkerzen in 12, 32, 62 und 97 cm Bodentiefe (gemessen ab Dammoberkante) wurde alle 7 bis 14 Tage Bodenwasser entnommen und bezüglich Nitrat-N-Gehalt analysiert. Gleichzeitig erfolgte in denselben Tiefen eine Bestimmung des volumetrischen Wassergehaltes mittels TDR-Technik.

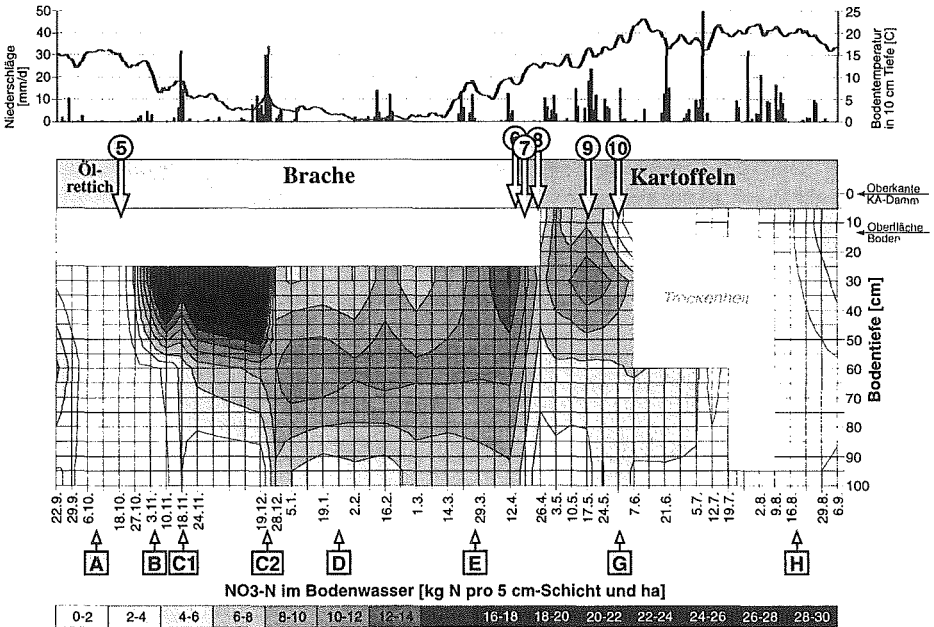


Abbildung 1: Verlauf des Nitratgehaltes beim herkömmlichen Verfahren (die Zahlen in den Kreisen beziehen sich auf die Bewirtschaftungsmassnahmen, siehe Tab. 1).

Bemerkungen zum Verlauf des Nitratgehaltes:

- A:** Die Zwischenkultur Örttlich nimmt freies Nitrat weitgehend auf.
- B:** Sehr frühes Einarbeiten (16.10.95) der Gründüngung und milde Temperaturen fördern die N-Mineralisierung.
- C1 / C2:** Verlagerung und Auswaschung des mineralisierten Nitrates nach intensiven Niederschlägen (v.a. Weihnachten 1995).
- D:** Keine wesentlichen Veränderungen von Nitratmenge und -verteilung im Profil wegen geringer Niederschläge und tiefen Temperaturen.
- E:** Temperaturanstieg beschleunigt die N-Mineralisierung.
- G:** Absinken des Nitratgehaltes v.a. durch Pflanzenentzug.
- H:** Beginnende N-Mineralisierung im absterbenden Kartoffelbestand.

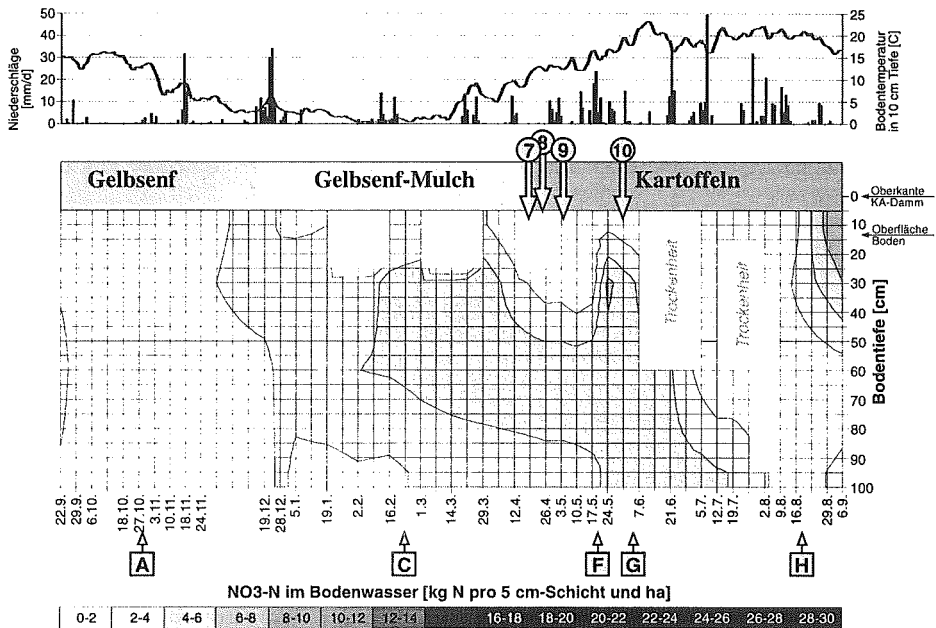


Abbildung 2: Verlauf des Nitratgehaltes beim Direktmulchlege-Verfahren (die Zahlen in den Kreisen beziehen sich auf die Bewirtschaftungsmassnahmen, siehe Tab. 1).

Bemerkungen zum Verlauf des Nitratgehaltes:

- A:** Bis zum Absterben der Dammbegrünung Gelbsenf (im Dez. 1995) ist praktisch kein freies Nitrat vorhanden.
- C:** Kontinuierliche Verlagerung des Nitrates in tiefere Bodenschichten.
- F:** Nitratentzug der Unkräuter wird durch Herbizidanwendung gestoppt; gleichzeitig intensive N-Mineralisierung durch markanten Temperaturanstieg.
- G:** Absinken des Nitratgehaltes v.a. durch Pflanzenentzug.
- H:** Beginnende N-Mineralisierung im absterbenden Kartoffelbestand.

Erste Schlussfolgerungen und Ausblick

- Eine bereits im Herbst durchgeführte Grundbodenbearbeitung zu Kartoffeln erhöht das Nitrat-Auswaschungsrisiko erheblich besonders, wenn dabei noch Hofdünger bzw. Gründüngung eingearbeitet wird. Ein intensives Niederschlagsereignis im kritischen Moment kann zu hohen Auswaschungsverlusten führen.
- Zwischenkulturen, die dem Boden möglichst lange Nitrat entziehen, verringern das Nitrat-Auswaschungsrisiko deutlich.
- Der geringere Nitratentzug absterbender Pflanzendecken ist deutlich bemerkbar (Unkrautbekämpfung im begrüntem Verfahren, absterbender Kartoffelbestand); dies sollte bei der Wahl der geeigneten Anbautechnik berücksichtigt werden.
- Vergleichsversuche mit winterharten Dammbegrünungen (Rübsen) sind zur Zeit im Gang; ebenso wird untersucht, wie sich ein Pflügen erst kurz vor dem Setzen der Kartoffeln auf den Nitratumsatz auswirkt.

Résumé

Evolution de la quantité d'azote dans le sol en culture traditionnelle de pommes de terre et en plantation directe sous litière

Premières conclusions et perspectives

- Le labour automnal de la culture de pommes de terre augmente nettement le risque de lessivage d'azote; surtout si on y enfouit des engrais de ferme et des engrais verts. Des précipitations intenses au moment critique peuvent mener à des pertes sensibles.
- Les cultures dérobées, qui puisent le nitrate aussi longtemps que possible, réduisent nettement le risque de lessivage.
- La consommation réduite d'azote par les plantes en fin de période de végétation est très marquée; ceci devrait être pris en compte lors du choix de la technique culturale.
- Des essais avec des plantes résistantes au froid en plantation directe sous litière sont en cours; de même nous analysons l'effet sur la mobilisation de l'azote quand le labour se fait juste avant la plantation des pommes de terre.

(Traduction: Denise Tschamper)

Kohlenstoff und Stickstoff in Dichtefraktionen der organischen Substanz aus Böden unter langjährig biologischer oder konventioneller Bewirtschaftung.

Andreas Fließbach, Karen Wolewinski, Paul Mäder und Urs Niggli

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL), Ackerstrasse, CH-5070 Frick

Einleitung

Bei der Umsetzung organischer Substanz (OS) im Boden werden Pools mit raschem und langsamem Umsatz unterschieden (Jenkinson *et al.*, 1987; Parton *et al.*, 1987). Mit dem Abbau der OS werden Nährstoffe mineralisiert und stehen der pflanzlichen Aufnahme zur Verfügung. Einige Autoren ziehen den Elementgehalt der mikrobiellen Biomasse des Bodens als relativ leicht verfügbaren Nährstoffpool heran, andere trennen die OS in Dichteklassen, ausgehend von der Annahme, dass die OS des Bodens in Fraktionen aufgeteilt werden kann, welche sich in Struktur und Funktion unterscheiden (Christensen, 1992). Die leichten Fraktionen werden relativ schnell abgebaut, während schwere Fraktionen einem langsameren Abbau unterliegen (Magid *et al.*, 1996).

Die mikrobielle Biomasse und Dichtefraktionen der partikulären (nicht komplexierten) OS von Böden ökologischer und konventioneller Anbauweise wurden im Rahmen dieser Arbeit verglichen. Der langfristige Effekt einer differenzierten Bewirtschaftung, insbesondere der Düngungsstrategie, auf die Menge und Zusammensetzung von Fraktionen der OS stand im Mittelpunkt der Untersuchung.

Material und Methoden

Die Untersuchungen wurden durchgeführt mit Böden des DOK-Versuchs in Therwil, in welchem seit 1978 die Anbausysteme biologisch-dynamisch (D1, D2), organisch-biologisch (O1, O2) und konventionell (K1, K2) in zwei Düngungsniveaus (niedrig, hoch) verglichen werden. Das konventionelle Verfahren erhält eine mineralische Ergänzungsdüngung. Der Versuch umfasst zudem ein konventionelles, auf hoher Düngungsstufe rein mineralisch gedüngtes (M2) und ein ungedüngtes Verfahren (N1) (Besson und Niggli, 1991).

Bodenproben wurden im März 1996 bei 3 - 4 °C Bodentemperatur und einer Bodenfeuchte von 24 - 28 % (TS) entnommen. Je Verfahren wurden vier Parzellen beprobt. Die Proben wurden auf 2 mm gesiebt und bis zur Analyse bei 4 °C gelagert. Die mikrobielle Biomasse wurde in Anlehnung an Vance *et al.* (1987) ermittelt. Die Dichtefraktionierung erfolgte nach Meijboom *et al.* (1995): die partikuläre OS wurde durch Nasssiebung (150 µm) und anschliessendes Dekantieren der organischen Partikel nach Aufschwemmung in Wasser gewonnen. Das so gewonnene Material wurde in stabilen Silica Suspensionen in eine schwimmende und eine sedimentierte Schicht getrennt. Auf diese Weise wurden die folgenden Dichtefraktklassen erhalten: leicht $\rho < 1.13$, mittel $1.13 < \rho < 1.37$ und schwer $\rho > 1.37$. Nach Trocknung bei 60 °C wurden die Fraktionen auf ihren Gehalt an C und N analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Höchste pH, C_{org} und N_t Werte sowie auch höchste mikrobielle Biomasse wurden regelmässig in den biologisch-dynamischen (D) Parzellen ermittelt, während die nicht organisch gedüngten Verfahren N1 und M2 die niedrigsten Werte aufwiesen. Obwohl die organisch gedüngten Verfahren D, O und K etwa gleiche Mengen an OS erhalten haben (ca. 2000 kg ha⁻¹ a⁻¹ in der hohen Düngungsstufe) so scheint doch die unterschiedliche Form der organischen Düngung (D: Mistkompost, O: Rottemist, K: Stalmist) eine Differenzierung der organischen Poolgrößen anzuzeigen.

Tab. 1: Bodenkennwerte und mikrobielle Biomasse (C_{mic}) der Behandlungsvarianten des DOK-Versuchs (März 1996, Winterweizen)

Verfahren	pH [KCl]	C_{org} [%]	N_t [%]	C_{mic} [$\mu\text{g g}^{-1}$]
N1	5.3	1.30	0.133	177
D1	5.9	1.57	0.163	276
O1	5.5	1.37	0.143	208
K1	5.4	1.40	0.139	187
M2	5.1	1.41	0.139	179
D2	6.1	1.69	0.172	320
O2	5.8	1.55	0.161	280
K2	5.6	1.49	0.147	248

Die Menge an partikulärer OS die mit Hilfe der vorliegenden Methodik erfasst wurde, betrug im Mittel 1532 $\mu\text{g g}^{-1}$ Boden. Die geringe Ausbeute hängt zusammen mit der anfänglichen Korngrössentrennung, bei der ein Teil der partikulären OS, welcher kleiner ist als 150 μm , verworfen wird. Magid *et al.* (1996) geben einen Ausbeuteverlust von bis zu 50 % durch die anfängliche Siebung an. Der C-Gehalt der Dichtefractionen nahm mit zunehmender Dichte ab, was mit dem höheren mineralischen Anteil in der Fraktion höherer Dichte erklärt werden kann.

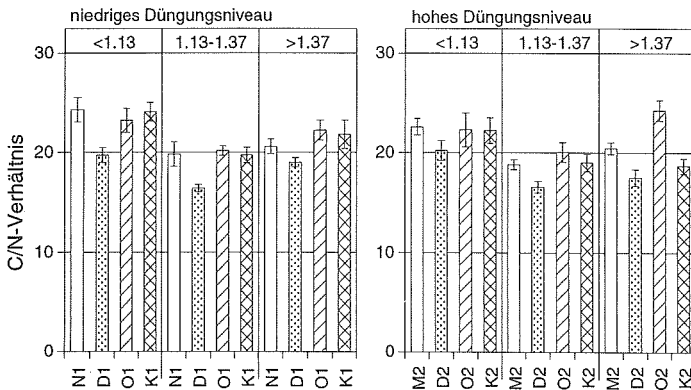


Abb. 1: C/N-Verhältnis der Dichtefractionen leicht, mittel und schwer in den Böden des DOK-Versuchs.

Das C/N-Verhältnis der Dichtefractionen schwankte nur geringfügig um 20 und war damit erheblich weiter als das C/N-Verhältnis des gesamten Bodens von 9.5-10 (Abb 1). Entgegen den Erwartungen nahm das C/N-Verhältnis mit zunehmender Dichte nicht deutlich ab. Wander und Traina (1996) und Hassink (1995) hingegen

fanden mit unterschiedlichen Dichtefraktionierungstechniken ein deutlich abnehmendes C/N-Verhältnis mit zunehmender Dichte. Die Rangfolge der Verfahren in der schweren Fraktion spiegelt weitgehend die C/N-Verhältnisse der applizierten Dünger wieder (D: 8, O: 11, K: 12 bei Einbeziehung des mineralischen N-Düngers: 7).

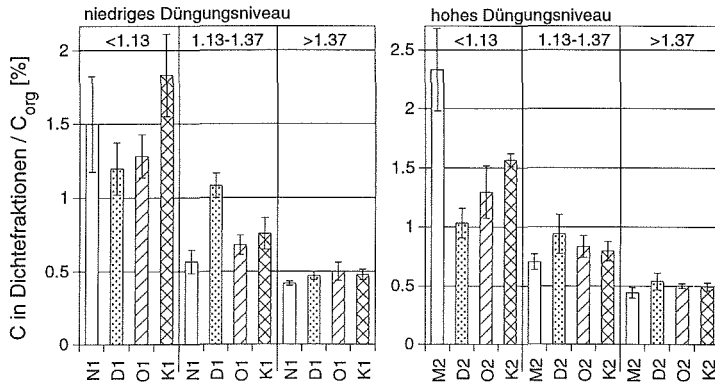


Abb. 2: Kohlenstoff in Dichtefractionen der partikulären OS in Prozent des gesamten organischen Kohlenstoffs (C_{org}) in Böden des DOK-Versuchs.

Die nicht organisch gedüngten Verfahren N und M und das K Verfahren fallen in der leichten Fraktion mit höheren C- und N-Anteilen am Gesamtgehalt auf, während bei der schweren und mittleren Fraktion das biologisch-dynamische Verfahren tendenziell einen höheren Anteil am Gesamtgehalt aufweist.

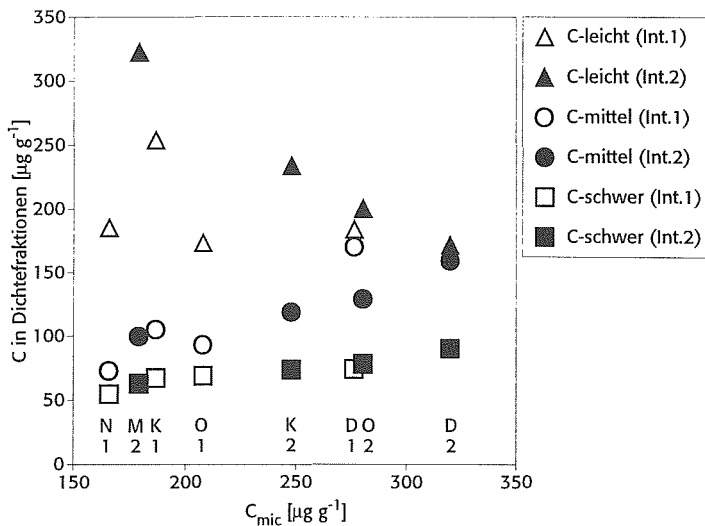


Abb. 4: Beziehung zwischen mikrobieller Biomasse (C_{mic}) und C in leichter (C-leicht), mittlerer (C-mittel) und schwerer Fraktion (C-schwer) der partikulären OS aus Böden der Verfahren und Düngungsstufen (Int.1 und 2) des DOK-Versuchs.

Biomasse-C war positiv mit der C-menge in der mittleren und schweren Fraktion korreliert (Abb. 3), während die leichte Fraktion mit zunehmender Biomasse eine abnehmende Tendenz aufwies. Mäder *et al.* (1995) ermittelten in den gleichen Böden eine geringere Biomasse-spezifische Atmung (qCO_2) in den biologisch behandelten Böden und diskutierten dies als ein ökonomische Nutzung vorhandener Ressourcen. Zusammen mit den vorliegenden Ergebnissen erhärtet sich daher die Annahme, dass die mikrobielle Biomasse der biologisch behandelten Böden die leichte OS in grösserem Masse abbaut als in den konventionellen und damit eine wichtige Rolle in der Nährstoffmineralisierung anzeigt.

Schlussfolgerung

In Dichtefraktionen der partikulären OS aus biologisch-dynamisch behandelten Böden liess sich ein signifikant engeres C/N-Verhältnis nachweisen. Obwohl nur ein Teil der partikulären OS erfasst wurde, lässt die Abnahme der leichten organischen Fraktion mit zunehmender Biomasse die Vermutung zu, dass hier ein intensiverer Abbau der Ernterückstände erfolgt. In Anbetracht des sinkenden qCO_2 in den Böden der biologischen Verfahren, die auch eine höhere mikrobielle Biomasse aufweisen, deutet dieses Ergebnis auf die wichtige Rolle der mikrobiellen Biomasse als Pool und Vermittler in der Nährstoffmineralisierung hin.

Danksagung

Die Autoren danken Martin Koller und Anne Dürsteler für die Durchführung der Analysen. Die Untersuchungen sind Teil eines Forschungsprojektes des Schweizer Nationalfonds (3100-03519.93/1).

Literatur

- BESSION, J.-M. and NIGGLI, U. (1991). DOK-Versuch: Vergleichende Langzeituntersuchungen in den drei Anbausystemen biologisch-Dynamisch, Organisch-biologisch und Konventionell. I. Konzeption des DOK-Versuchs: 1. und 2. Fruchtfolgeperiode. *Schweiz. Landw. Fo.* **31**, 79-109.
- CHRISTENSEN, B. T. (1992). Physical Fractionation of Soil and Organic Matter in Primary Particle Size and Density Separates. *Adv. Soil Sci.* **20**, 1-89.
- HASSINK, J. (1995). Density fractions of soil macroorganic matter and microbial biomass as predictors of C and N mineralization. *Soil Biol. Biochem.* **27**, 1099-1108.
- JENKINSON, D. S., HART, P. B. S., RAYNER, J. H. and PARRY, L. C. (1987). Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. *INTECOL Bulletin* **15**, 1-8.
- MÄDER, P., NIGGLI, U., JÄGGI, W. and WIEMKEN, A. (1995). Mikrobielle Aktivitäten und metabolischer Quotient von Böden aus biologischen und konventionellen Anbausystemen unter besonderer Berücksichtigung der angebauten Kultur. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.* **75**, 55-58.
- MAGID, J., GORISSEN, A. and GILLER, K. E. (1996). In search of the elusive "active" fraction of soil organic matter: three size-density fractionation methods for tracing the fate of homogeneously C-14-labelled plant materials. *Soil Biol. Biochem.* **28**, 89-99.
- MEIJBOOM, F. W., HASSINK, J. and VAN NOORDWIJK, M. (1995). Density fractionation of soil macroorganic matter using silica suspensions. *Soil Biol. Biochem.* **27**, 1109-1111.
- PARTON, W. J., SCHIMMEL, D. S., COLE, C. V. and OJIMA, D. S. (1987). Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plain grasslands. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **51**, 173-179.
- VANCE, E. D., BROOKES, P. C. and JENKINSON, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* **19**, 703-707.
- WANDER, M. M. and TRAINA, S. J. (1996). Organic matter fractions from organically and conventionally managed soils. 1. Carbon and nitrogen distribution. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* **60**, 1081-1087.

Influence de quelques propriétés chimiques et physiques de sols reconstruits sur le rendement en blé et en colza à Genève

Laboratoire cantonal d'agronomie du Centre de Lullier
Antoine Besson, Gérard Meylan

Lors de la construction de l'autoroute de contournement de Genève, environ 40 hectares de sols agricoles ont été utilisés comme emprises provisoires de chantier. Afin de minimiser l'impact des travaux sur la fertilité des sols, ils ont été décapés, entreposés en tas, puis reconstruits. Le Laboratoire cantonal d'agronomie, mandaté par l'Office fédéral des routes, a procédé à l'étude de l'évolution de la fertilité de ces sols qui ont retrouvé leur vocation agricole. Des analyses chimiques et physiques, ainsi que des estimations de rendement ont donc été effectuées. Les résultats de cette étude sont consignés dans un rapport intitulé "Impact de la construction de l'autoroute de contournement de Genève sur la fertilité des sols agricoles utilisés comme emprises provisoires de chantier". Le texte suivant illustre quelques résultats obtenus concernant les interactions entre les propriétés du sol et la croissance du colza et du blé.

Sur une parcelle dont une partie a toujours conservé sa vocation agricole (sol intact), six échantillons de sol non remanié (cylindres de Burger, 100 cm) ont été prélevés à deux profondeurs (10 et 35 cm) et en deux endroits, l'un situé sur la portion reconstruite, l'autre sur la portion intacte de la parcelle. Comme l'agriculteur a récolté séparément les deux portions de la parcelle, nous disposons des valeurs chiffrées du rendement en colza (tableau 1)

Tab. 1: teneur en P et K, densité apparente (φ_a), pourcentage volumique en pores grossiers (>30mm) (PG), perméabilité (cm/j) et rendement en colza (Rdt, dt/ha) sur un sol intact (SI) et un sol reconstruit (SR) à Bardonnex (Genève). Les mesures physiques ont été effectuées par la section physique du sol de Changins.

sites	teneur en P		teneur en K		φ_a (t/m ³)		PG (%v)		perm.		Rdt
	eau	AA-EDTA	eau	AA-EDTA	10	35	10	35	10	35	
SR	0.7	1.04	0.62	0.69	1.46	1.51	15	8.5	2160	44	27
SI	/	/	/	/	1.34	1.32	12	10	770	1020	35

Barème d'appréciation pour P et K: <0.2, très faible; 0.2-0.7, faible; 0.7-1.2, correct; 1.2-1.7, fort; 1.7-2, très fort; >2, excessif

La différence de rendement peut être expliquée par les propriétés physiques défavorables à 35 cm de la portion reconstruite de la parcelle (densité apparente élevée, pourcentage en pores grossiers faible, perméabilité réduite). Dans ce cas, il semble que le rendement soit dépendant des caractéristiques physiques du sol et que les mesures effectuées, bien que ponctuelles, soient représentatives de l'entier de chaque portion de parcelle. Les évaluations de rendement effectuées sur la même parcelle les deux années suivantes pour le blé et l'orge n'ont pas permis de distinguer la portion intacte et remise en place de la parcelle. Il semble que dans ce cas les céréales ont réagi moins fortement au tassement de l'horizon B.

Sur une autre parcelle, occupée par une jachère verte au moment du prélèvement des échantillons, les caractéristiques physiques défavorables des l'horizon A et B (densité apparente de 1.6 t/m^3 , réserve utile en eau de 9%) n'ont pas semblé gêner la croissance du maïs l'année suivante, puisque un rendement de 79 dt/ha a été atteint. Il semble ici que le site de prélèvement n'était pas représentatif de la parcelle (variabilité spatiale des propriétés physiques du sol).

D'autre part, nous avons émis l'hypothèse que les teneurs en phosphore pouvaient être le facteur limitant pour la formation du rendement en blé sur ces sols reconstruits. Ceci est en partie confirmé si l'on considère les figures suivantes:

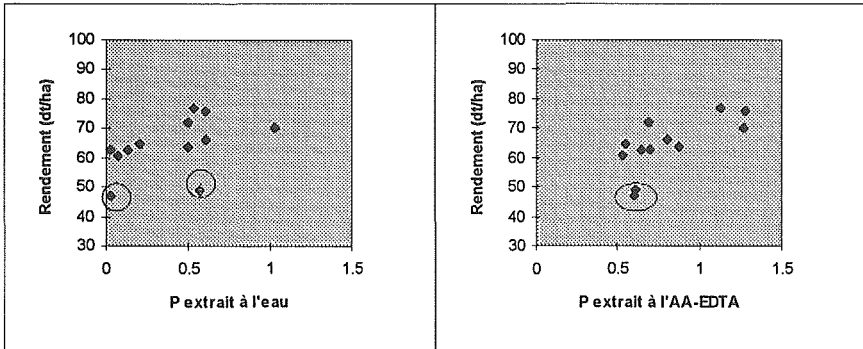


Fig. 1 et 2: Corrélations entre le rendement et les quantités de phosphore extraites à l'eau et à l'acétate d'ammonium EDTA. Le barème d'interprétation pour les teneurs en P est le suivant: <0.2 , très faible; $0.2-0.7$, faible; $0.7-1.2$, correct; $1.2-1.7$, fort; $1.7-2$, très fort; >2 , excessif

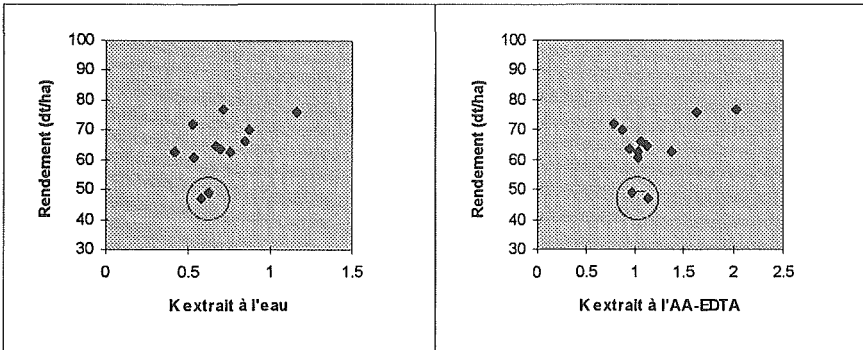


Fig. 3 et 4: Corrélations entre le rendement et les quantités de potassium extraites à l'eau et à l'acétate d'ammonium EDTA. Le barème d'interprétation pour les teneurs en K est le suivant: <0.2 , très faible; $0.2-0.7$, faible; $0.7-1.2$, correct; $1.2-1.7$, fort; $1.7-2$, très fort; >2 , excessif.

On remarque que la meilleure corrélation est obtenue pour le phosphore et lorsque l'on utilise l'acétate d'ammonium EDTA comme extractif. Cette corrélation reste cependant assez faible, si l'on considère les valeurs de R^2 obtenues, soit 0.47 si l'on considère l'ensemble des points et 0.57 si l'on ne tient pas compte des deux points cerclés. Par ailleurs, il est intéressant de constater que les deux points cerclés concernent des parcelles fortement atteintes dans leur propriétés physiques. Il semble ici, qu'une teneur réduite du sol en phosphore, couplée à un développement racinaire limité, aient fortement pénalisé le rendement en blé de ces deux parcelles.

Enfin, la densité apparente de l'horizon supérieur du sol a été mesurée sur une parcelle le long d'un transect nord-sud. La mesure a été effectuée en été 1995, lorsque le sol était occupé par une jachère. En 1996, le rendement en blé a été mesuré en six endroits de la parcelle (figure 5).

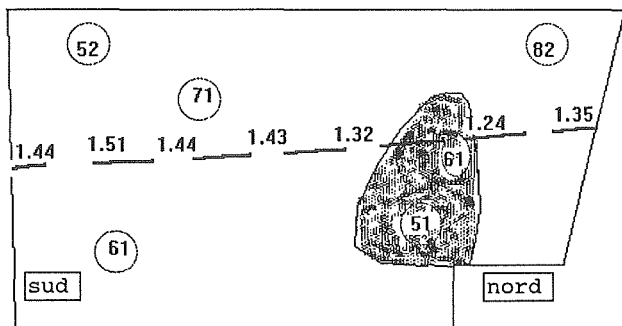


Fig. 5: représentation schématique d'une parcelle où la densité apparente de l'horizon supérieur du sol a été mesurée sur un transect. Les chiffres aux abords du pointillé indiquent la densité apparente moyenne sur 5 points distants de 6 mètres. Les chiffres cerclés représentent le rendement en blé mesuré après la récolte de six lignes voisines sur un mètre. La zone ombrée délimite une surface où la croissance était perturbée au printemps.

On remarque que la densité apparente augmente lorsque l'on se dirige vers le sud de la parcelle. Cette augmentation de la densité apparente ne semble pas avoir influé d'une manière significative la croissance du blé, puisque les rendements atteints dans les parties nord et sud de la parcelle ne se différencient pas. De plus, la zone ombrée dans laquelle les plantes montraient une croissance ralentie à la sortie de l'hiver, ne s'est pas distinguée par des rendements particulièrement bas. Il est étonnant de constater que des rendements satisfaisants en blé (61 dt/ha, chiffre communiqué par l'agriculteur) ont été atteints sur cette parcelle qui montre un horizon supérieur compacté par endroit et une teneur en phosphore très faible pour l'extract à l'eau et faible pour l'extract à l'AA-EDTA. Il semble ici que ce soit grâce aux pratiques agricoles appropriées que ce rendement satisfaisant ait pu être obtenu. L'agriculteur a en effet préparé son champ d'une manière optimale pour le semis et

les apports de phosphore ont été fractionnés en automne et au printemps.

Conclusions

- Les analyses physiques ponctuelles ne sont pas toujours représentatives à l'échelle de la parcelle.
- A Genève, le phosphore semble être un facteur limitant la croissance sur les sol reconstruits aux abords de l'autoroute de contournement.
- Les rendements peuvent être fortement pénalisés lorsque une parcelle montre des propriétés physiques défavorables et des teneurs en phosphore réduites.
- Les pratiques culturales jouent un rôle déterminant sur le rendement, surtout lorsque les propriétés physiques et chimiques du sol ne sont pas optimales.

Zusammenfassung

Im Rahmen der Erstellung der Umfahrungsautobahn von Genf (RN1a) beauftragte das Bundesamt für Strassenbau das kantonale landwirtschaftliche Laboratorium (Laboratoire cantonal d'agronomie du Centre de Lullier, Genève), eine Studie über die Entwicklung der Fruchtbarkeit der Böden, die nach dem Bau der Autobahn wieder eingebracht wurden, zu realisieren.

Auf diesen Böden wurden physikalische (scheinbare Dichte, Durchlässigkeit, Grobporenvolumen) und chemische (P- und K-Gehalte) Messungen durchgeführt. Der Ertrag wurde entweder bestimmt oder von den Landwirten mitgeteilt. Ziel dieser Arbeit war einige Beziehungen zwischen chemischen und physikalischen Bodeneigenschaften und dem Pflanzenwachstum zu beschreiben. Die Ergebnisse zeigen dass:

- Punktuelle physikalische Bodenanalysen sind nicht immer repräsentativ für die ganze Parzelle.
- Auf diesen rekultivierten Böden scheint der Phosphorgehalt das Pflanzenwachstum zu limitieren.
- Auf Parzellen die gleichzeitig einen schwachen Phosphorgehalt und schlechte physikalischen Eigenschaften aufweisen kann der Ertrag stark beeinträchtigt sein.
- Die Kulturmassnahmen sind ertragsbestimmend, besonders wenn die physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften nicht optimal sind.

Reaktionspotential unterschiedlicher Moortypen für Änderungen von Licht und Bodenwasserhaushalt

CHRISTOPH WÜTHRICH und DANIEL SCHAUB

Departement für Geographie, Universität Basel, Spalenring 145, CH-4055 Basel.

1. Einleitung

Moorböden werden am häufigsten unter kühl-humidem Klima gebildet. Sie haben daher ihr Hauptverbreitungsgebiet in den nördlichen borealen Waldländern und im subarktischen Bereich der Nordhemisphäre, wo rund 80 % der globalen Moorflächen zu finden sind (Kivinen and Pakarinen, 1981). Die Fläche dieser Moore beträgt ca. 3.42 Mio km² (Gorham, 1991). Dies entspricht rund 2.28 % der globalen Festlandsflächen oder etwa 83 mal die Fläche der Schweiz. In Mitteleuropa wurden die meisten Moorflächen durch Torfgewinnung und Drainierung in Landwirtschaftsflächen umgewandelt, wodurch es zu einer intensiven Freisetzung (Mineralisierung) der C-Reserven im Boden kam (Silvola, 1996). Im Gegensatz zu Mitteleuropa sind die Moorflächen der borealen und subarktischen Gebiete noch weitgehend erhalten. Gorham (1991) schätzte den Kohlenstoffvorrat dieser Ökosysteme auf 455 GT C. Dieser Kohlenstoff wurde durch das Ungleichgewicht zwischen pflanzlicher Produktion und mikrobiellem Abbau in den letzten 12000 Jahren akkumuliert (Wüthrich et al., 1994) und stellt rund 23 % des terrestrischen Kohlenstoffvorrats der Erde dar (Miller et al., 1983). Würde unter veränderten Klimabedingungen (z.B. höhere Temperaturen, sinkender Permafrost) der gesamte Kohlenstoff der Mooregebiete an die Atmosphäre abgegeben, so würde dadurch der CO₂-Gehalt der Atmosphäre um rund 60 % auf 540 ppm ansteigen. Dies könnte den Treibhauseffektes im Sinne einer positiven Rückkopplung weiter verstärken.

Andererseits ist zu vermuten, dass veränderte Umweltbedingungen nicht in jedem Boden dieselben Veränderungen auslösen. Es gibt Standorte die stark reagieren und solche die schwach oder gar nicht reagieren (Wüthrich, 1994). Im Zusammenhang mit den CO₂-Flüssen aus Torfgebieten spielt die Abbaubarkeit von verschiedenen Torfen eine grosse Rolle, die durch qualitative Unterschiede des Torfes (z.B. N-Gehalt, Zersetzungsgrad, Acidität) bestimmt wird. Die Acidität des Porenwassers steuert die mikrobielle Aktivität eines Standortes, indem viele Bakterien (z.B. Nitrifizierer und Actinomyceten) bei tiefen pH-Werten nicht aktiv sind. Zudem können antibiotisch wirksame Substanzen der *Sphagnen* direkt grosse Unterschiede in der Abbaubarkeit verursachen (Verhoeven, 1994). Der Zersetzungsgrad eines Torfes sowie dessen N-Gehalt werden entscheidend dadurch beeinflusst, wie lange das organische Material im Akrotelm des Bodens vorliegt, bevor es im Katotelm dem aeroben mikrobiellen Abbau entzogen wird (Clymo, 1992; Malmer and Wallén, 1993). Diese Zeitspanne wird massgeblich durch den Wasserhaushalt des Moores bestimmt, wobei ein hoher Grundwasserstand im Moor diese Zeitspanne verkürzt, während ausgeprägte Trockenphasen mit dementsprechend abgesenkten Grundwasserständen diese Zeitspanne verlängern. Ein Erhöhung der Niederschläge während der Vegetationszeit liesse dementsprechend einschneidende Veränderungen auf die Menge und Qualität der entstehenden Torfe erwarten (höhere Wassertafel → weniger C-Mineralisierung; (Wüthrich et al., 1997), wobei atmosphärische Stickstoffeinträge die Reaktivität der Moorböden zusätzlich steigern könnten.

Der Kohlenstoffhaushalt eines Moores wird zudem durch die Aktivität der torfbildenden Pflanzen bestimmt. Veränderungen des Niederschlagsgeschehens gehen mit Veränderungen der Bewölkung und damit des Strahlungsdargebots für die Pflanzen einher. Insbesondere in den häufig bewölkten ozeanischen Gebieten der Subarktis verläuft die Photosynthese der Pflanzen meist nicht lichtgesättigt. Somit muss auch mit einer Reaktion der Pflanzendecke gerechnet werden, wenn sich die Bewölkungsverhältnisse verändern (weniger Licht → weniger Photosynthese; Wüthrich et al., 1997). Noch offen ist, wie gross das Reaktionspotential bezüglich C-Flüssen verschiedener Moortypen ist, und ob sich die unterschiedlichen Trophiegrade der Moorböden direkt auf das Reaktionspotential der Standorte auswirken.

2. Methoden

Um den Einfluss von Nährstoff- und Wasserhaushalt auf das Reaktionspotential subarktischer Moore zu untersuchen, wurden drei Moortypen mit unterschiedlichem Nährstoffangebot (ein oligotrophes *Sphagnum*-Moor, ein mesotrophes *Eriophorum*-Moor und ein minerotrophes *Carex*-Moor) ausgewählt und deren Kohlenstoffumsatz bestimmt. Im Herbst wurden dazu im Einzugsgebiet "Lyfjord" bei Tromsø (69°47' N 18°47'E) an drei Standorten je drei Boden- / Vegetationswürfel von 30*30*25 cm Grösse ausgestochen, in gelochte Stahlwürfel eingesetzt und im Freiland unter der Schneedecke überwintert (Abb.1). Im Frühling wurden die Würfel bei 2°C aufgetaut und im Phytotron der Universität Tromsø einer künstlichen Vegetationsperiode ausgesetzt. Während dieser Zeit waren die Mikrokosmen auf den für den jeweiligen Standort typischen Stand der Wassertafel (nWT) eingestellt. Die C-Flüsse der Mikrokosmen wurden im phänologischen "Juli-Zustand" der Moorvegetation untersucht, etwa 56 Tage nach der simulierten Schneeschmelze. Die Mikrokosmosexperimente wurden mehrfach wiederholt und die dargestellten Resultate lassen sich gut reproduzieren.

Die Nährstoffgehalte der Standorte wurden nach einer Ammonium-Lactat-Extraktion (1:10) für Ca, Mg und K im AAS (VARIAN, Austr.) und für P₂O₅ als Molybdatkomplex mit dem Photometer (PERKIN ELMER, USA) bestimmt. C und N wurden an lufttrocken gemahlene Proben mittels CHN-Analyzer (LECO, USA) bestimmt.

Die C-Umsätze wurden bei konstanter Temperatur und definierten Licht- und Wassertafelbedingungen in einer differentiell messenden Gaswechsellanlage bestimmt, zusammengesetzt aus einem Infrarot-Gasanalysator (LICOR, USA), einer Zweikanal-Messgaspumpe (DMP, CH), einer transparenten Mess- und einer Referenzkammer (35*35*30cm), sowie verschiedenen Sensoren für Luftfeuchtigkeit, Temperatur, Photonenstromdichte und Luftdruck. Je nach Respiration- bzw. Photosyntheseaktivität innerhalb der Messkammer wurde durch Boden und Vegetation CO₂ aus dem Luftstrom entfernt oder hinzugefügt. Die resultierende Konzentrationsdifferenz gegenüber der leeren Referenzkammer wurde mit dem IRGA gemessen und unter Berücksichtigung der Temperatur, der Luftfeuchte und des herrschenden Luftdrucks auf eine flächenbezogene Flussrate umgerechnet. Die Kohlenstoffbilanz ergibt sich aus einer Lichtmessung (Netto-Kohlenstofffluss = P+R) und einer Dunkelmessung (Respiration = R). Die Differenz zwischen diesen beiden Messungen entspricht der Bestandes-Photosynthese (P) bei den angelegten Lichtbedingungen.

Als Standard-Belichtung erzeugten wir eine Photonenstromdichte (PPFD) von 366 μmol m⁻² s⁻¹, was einer leichten Bewölkung im Untersuchungsgebiet entspricht. Wir reduzierten dann die Lichtintensität auf 200 μmol m⁻² s⁻¹, was für neblige Tage mit starker Bewölkung einen typischen Wert darstellt. In Feldmessungen hatte sich gezeigt, dass ausgiebige Niederschläge an

den untersuchten Standorten Schwankungen von mehreren Zentimetern von der normalen Juli-Wassertafel (nWT) verursacht. Um das Reaktionspotential der drei Moortypen auf diese kurzzeitigen Schwankungen der Wassertafel zu ermitteln, wählten wir für unsere Versuche ein Ansteigen bzw. Absinken der Wassertafel von 4 cm (nWT + 4 cm, nWT - 4 cm).

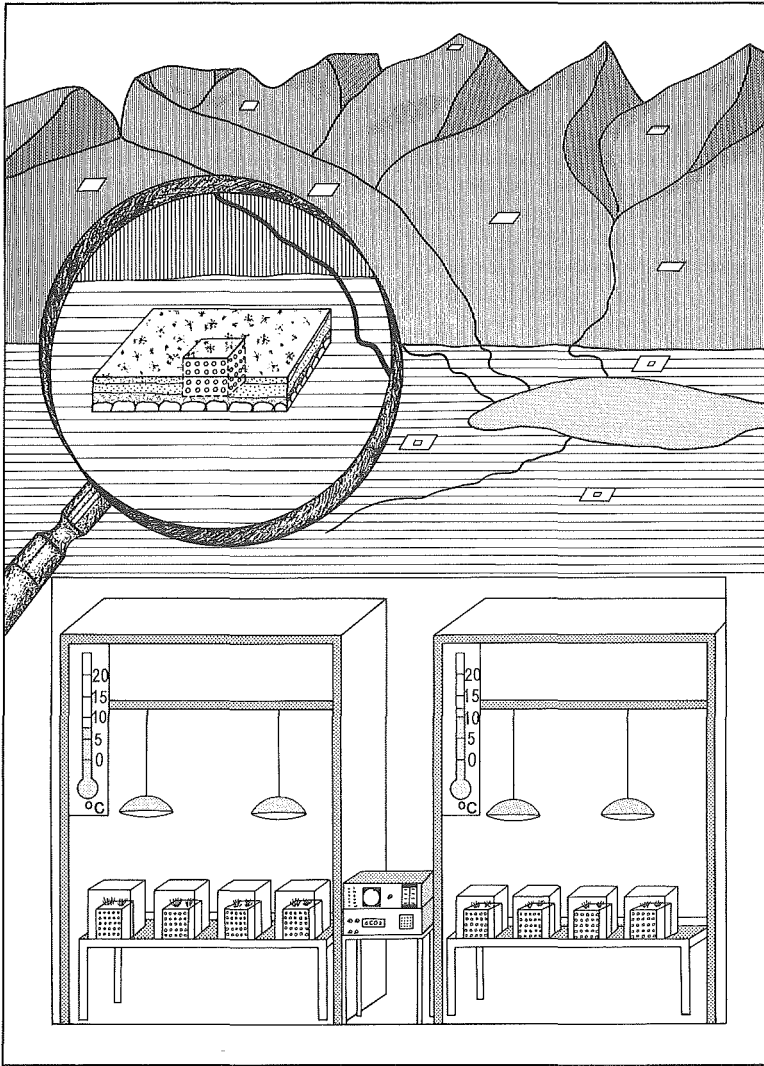


Abb.1: Konzeption der Mikrokosmos-Experimente: An flächenhaft repräsentativen Moortypen eines Einzugsgebietes werden Vegetations-/Bodenwürfel entnommen und im Klimalabor einer künstlichen Vegetationsperiode ausgesetzt. Im Labor werden Wassertafel und Licht experimentell manipuliert und die resultierenden CO₂-Flüsse gemessen.

3. Resultate

3.1 Die Nährstoffsituation und der Kohlenstoffhaushalt in den drei untersuchten Moortypen

Die drei gewählten Moortypen unterscheiden sich stark bezüglich ihrer edaphischen Bedingungen (Tab.1). Die Vorräte an N, P, K, Ca und Mg sind im schwach zersetzten oligotrophen *Sphagnum*-Moor am geringsten. Allerdings ist die Acidität am gewählten Standort überraschend wenig ausgeprägt, was sich durch die Lage im Relief (Hangmoor) mit temporärem Hangwasserzuschuss erklären lässt. Dies führt dazu, dass trotz ausgeprägter Stickstoffarmut das C/N-Verhältnis des obersten Horizontes für ein *Sphagnum*-Moor relativ klein bleibt. Das Gegenstück zum oligotrophen *Sphagnum*-Moor bildet das minerotrophe *Carex*-Moor. Hier ist der Torf relativ dicht gelagert, besser zersetzt, und verhältnismässig reich an Stickstoff. Hangwasser durchflutet diesen Standort ständig und erhöht dabei den Boden-pH. Die Wassertafel steht an diesem Standort stets sehr nahe unter der Oberfläche. Das von Zwergsträuchern durchsetzte mesotrophe *Eriophorum*-Moor ist stark versauert und weist das breiteste C/N-Verhältnis auf. Trotz grosser Stickstoffarmut sind die Vorräte an Nährstoffen (z.B. P_2O_5) höher als bei den anderen Standorten. Es handelt sich um den trockensten Standort in dieser Untersuchung.

Table 1: Volume related edaphic data for the upper horizon of the three peatland ecotopes.

Ecotope		Sphagnum	Carex	Eriophorum
status		oligotrophic	minerotr.	mesotrophic
nWT		- 10 ± 4 cm	- 6 ± 4 cm	- 12 ± 4 cm
soil pH		5.69 ± 0.3	6.68 ± 0.27	4.61 ± 0.23
soil C/N		27.0 ± 0.3	16.4 ± 0.13	36.8 ± 0.4
soil C	g L ⁻¹	10.4 ± 0.02	27.7 ± 0.04	34.2 ± 0.4
soil N	g L ⁻¹	0.38 ± 0.005	1.68 ± 0.01	0.90 ± 0.004
P ₂ O ₅	mg L ⁻¹	19.7 ± 1.4	41.5 ± 8.6	156.5 ± 7.5
K	mg L ⁻¹	16.1 ± 0.4	21.4 ± 0.4	65.4 ± 3.4
Mg	mg L ⁻¹	42.7 ± 0.9	45.3 ± 1.8	56.6 ± 3.2
Ca	mg L ⁻¹	99.7 ± 3.5	508 ± 1.8	484 ± 3.2
bulk d.	g cm ⁻³	0.026	0.099	0.085

Die drei Moortypen unterscheiden sich in Respirations- und Photosyntheserate signifikant voneinander (ANOVA, $p = 0.001 / 0.002$). Das *Eriophorum*-Moor des trockensten Standortes weist die höchste Photosyntheserate auf (Abb.2 /A). Gleichzeitig zeigen die Respiration und der Netto-CO₂-Fluss an diesem mesotrophen Standort die höchsten Werte. Der Kohlenstoffumsatz ist damit im *Eriophorum*-Moor am höchsten. Die *Sphagnen* zeigen die niedrigste

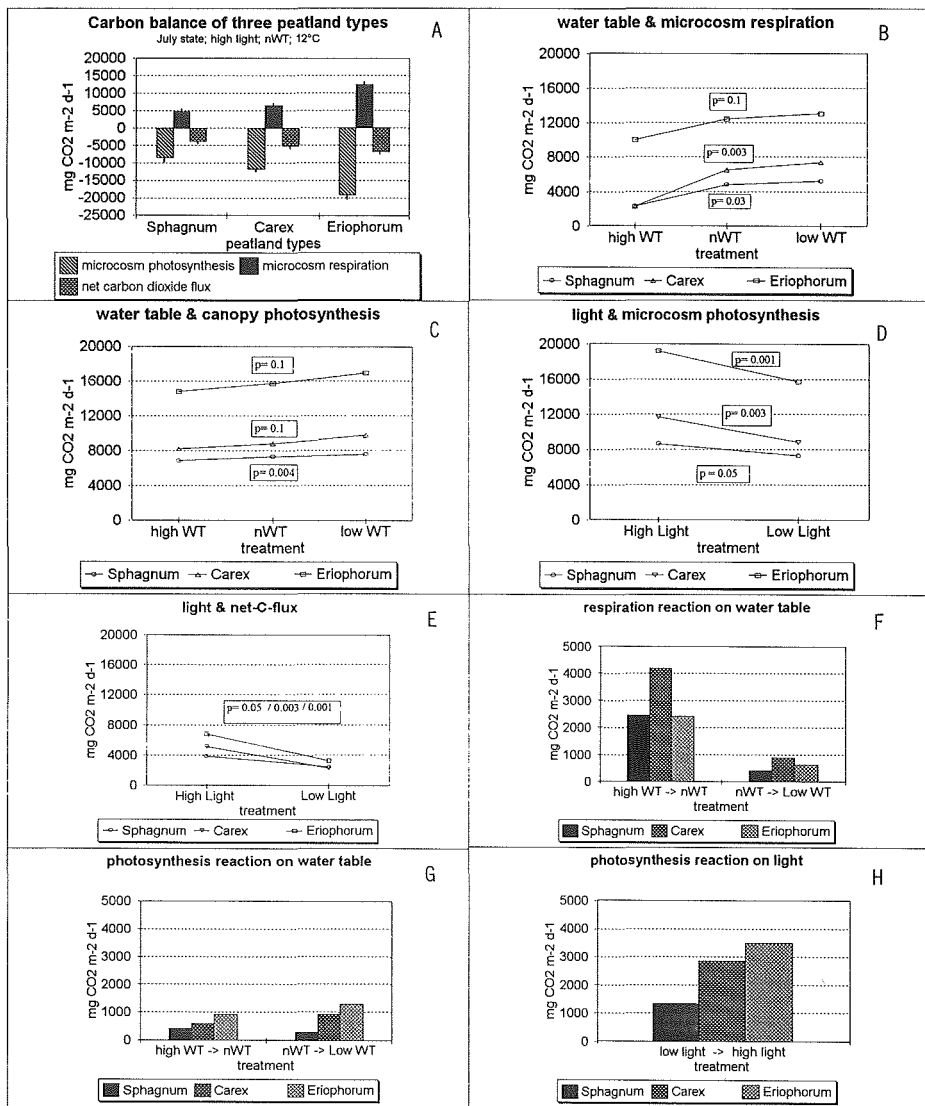


Abb.2: A: Vergleich der Kohlenstoff-Umsätze der drei Moortypen bei durchschnittlichem Stand der Wassertafel (nWT) im Juli-Zustand. B: Zunahme der Respiration nach Absenkung der Wassertafel. C: Zunahme der Photosynthese nach Absenkung der Wassertafel. D: Rückgang der Photosynthese nach Reduktion des Lichtangebotes. E: Verlauf des Netto-CO₂-Fluss nach Reduktion des Lichtangebotes. F: Reaktion der Respiration nach Veränderung der Wassertafel. G: Reaktion der Photosynthese nach Veränderung der Wassertafel. H: Reaktion der Photosynthese nach Veränderung des Lichtangebotes.

Photosyntheserate. Die Respiration im oligotrophen *Sphagnum*-Moor ist trotz relativ guter Belüftung der obersten Zentimeter die geringste der drei untersuchten Moortypen. Somit ist der Kohlenstoffumsatz im *Sphagnum*-Moor deutlich tiefer als bei den anderen beiden Moortypen. Das *Carex*-Moor liegt bezüglich Photosynthese, Respiration, Netto-CO₂-Fluss und Kohlenstoffumsatz zwischen den beiden anderen Moortypen. Bei allen Moortypen überwog bei den angelegten Bedingungen die Photosynthese über die Respiration, so dass die drei untersuchten Moortypen im Juli-Zustand bei einer PPFD von 366 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ in der Bilanz alle Kohlenstoff festzulegen vermögen.

3.2 Reaktionen der CO₂-Flüsse auf Veränderungen von Wassertafel und PPFD

Veränderungen der Wassertafel wirken sich am stärksten auf die Respiration aus (Abb.2 /B). Diese steigt mit tiefer sinkender Wassertafel signifikant an. Dabei ist der Unterschied besonders ausgeprägt, wenn das leicht abbaubare organische Material oberhalb der durchschnittlichen Wassertafel (nWT) durch Niederschlag "überflutet" wird. Eine zusätzliche Abtrocknung und ein damit verbundenes Absinken der Wassertafel unter den Normalstand kann nur noch eine geringe Erhöhung der Respiration verursachen. Die Pflanzen reagieren auf eine absinkende Wassertafel tendenziell mit einem leichten Anstieg der Photosyntheserate (Abb.2 /C). Eine Reduktion der Photonenstromdichte (PPFD) hatte an allen Standorten - wie erwartet - eine signifikante Reduktion der Photosynthese zur Folge (Abb.2 /D). Da bei einer reduzierten PPFD die Mikrokosmos-Respiration - ebenfalls erwartungsgemäss - konstant blieb (nicht dargestellt), reduzierte sich die Netto-CO₂-Aufnahme bei dieser Behandlung bei allen Moortypen signifikant (Abb.2 /E).

Wenn man die Reaktion der verschiedenen Standorte auf die Veränderung der Wassertafel betrachtet, erkennt man, dass sich für die Reaktion von Dissimilation und Assimilation unterschiedliche Reaktionspotentiale der Moortypen herauskristallisieren. Der Standort mit dem höchsten N-Gehalt (das *Carex*-Moor) reagiert mit der stärksten Zunahme der Respiration, während das *Eriophorum*-Moor und das *Sphagnum*-Moor eine deutliche, aber schwächere Zunahme der Respiration mit sinkender Wassertafel zeigen (Abb.2 /F).

Die Reaktion der Pflanzen auf die Schwankungen der Wassertafel ist - wie gezeigt - schwach. Jedoch zeigt sich deutlich, dass die Kryptogamen-dominierte *Sphagnum*-Gesellschaft bei absinkender Wassertafel am wenigsten zulegen kann. Die *Carex*-Gesellschaft erhöht bei absinkender Wassertafel ihre Photosyntheseaktivität deutlicher. Die *Eriophorum*-Gesellschaft kann am meisten von der abgesenkten Wassertafel profitieren (Abb.2 /G). Dasselbe Reihenfolge (*Eriophorum*- > *Carex*- > *Sphagnum*-Moor) ergibt sich, wenn man die Reaktion der verschiedenen Pflanzenbestände auf das reduzierte Lichtangebot darstellt (Abb.2 /H).

4. Diskussion

Die Resultate zeigen, dass es zwischen den verschiedenen Moortypen deutliche Unterschiede im Reaktionpotential gibt. Für die Intensität der Respiration ist in erster Linie die Position der Wassertafel entscheidend. Deswegen zeigt der trockene *Eriophorum*-Standort in dieser Untersuchung die höchste Respiration trotz ungünstiger Stickstoffversorgung. Die Qualität (besonders der N-Gehalt) des organischen Ausgangsmaterials ist für das Reaktionpotential der dissimilatorischen Prozesse entscheidend. Dies zeigt sich an den höchsten Respirations-Zunahmen des *Carex*-Standortes bei sinkender Wassertafel. Das *Eriophorum*-Moor verhielt sich bei dieser Behandlung nicht signifikant anders, als das nähr- und stickstoffarme *Sphagnum*-Moor, das nur eine geringe Zunahme der Respiration zeigte.

Die Photosynthese der Moorpflanzen reagierte schwach auf die Wassertafelabsenkung und stark auf eine Reduktion des Lichtes. Da in der Natur eine Bewölkungszunahme meist mit einer Zunahme des Wasserstandes im Moor verbunden ist, kann diese Reaktion als negative und damit stabilisierende Rückkopplung aufgefasst werden (Wüthrich et al., 1997). Eigentlich hätten wir erwartet, dass die *Carex*-Vegetation am stärksten auf die Wassertafelschwankungen reagiert (hohes Stickstoffangebot, extremste Limitierung durch Hypoxia). Die *Eriophorum*-Vegetation zeigte jedoch eine stärkere Reaktion nach Absenken der Wassertafel und nach Veränderung der Photonenstromdichte. Möglicherweise kann dieses Resultat dadurch erklärt werden, dass Niedermoorpflanzen ein spezielles Aerenchym ausbilden, um ihre Wurzeln mit Luftsauerstoff zu versorgen (Smirnov and Crawford, 1983). Dies könnte begründen, warum eine Wassertafelveränderungen bei den Niedermoorpflanzen nur eine gedämpfte Reaktion auslöst.

Das Kryptogamen-dominierte *Sphagnum*-Moor zeigte erwartungsgemäss die geringste Reaktion auf Wassertafel- und Lichtänderungen, da Moose keine echten Wurzeln aufweisen und somit nur wenig von der Position der Wassertafel beeinflusst werden. Auch gegenüber Licht zeigen viele Kryptogamen eine frühe Lichtsättigung. Die dennoch festgestellte Empfindlichkeit der *Sphagnum*-Gesellschaft gegenüber Wassertafelschwankungen wird vermutlich durch den Anteil an Phanerogamen in dieser Gesellschaft hervorgerufen (z.B. *Menyanthes*, *Drosera*).

Interessant erscheint uns der Unterschied der Kohlenstoffflüsse zwischen Respiration und Photosynthese bei einer Absenkung der Wassertafel: Während die dissimilatorischen Prozesse vor allem bei Veränderungen an der Oberfläche stark reagieren, reagiert die Vegetation auf Schwankungen der Wassertafel sowohl an der Oberfläche als auch in tieferen Schichten des Akrotelm. Da man für Mikroorganismen in den obersten Zentimetern eines Moores sehr ausgeprägte Gradienten der Nahrungsqualität (Humifizierungsgrad, C/N-Verhältnis) findet (Malmer and Wallén, 1993), kann dieses Resultat als Folge der Qualität des organischen Materials interpretiert werden. Die Pflanzen hingegen decken ihre Nährstoffbedürfnisse auch in den besser zersetzten tieferen Torfschichten und zeigen somit diese Empfindlichkeit gegenüber oberflächlichen Schwankungen nicht.

5. Summary

CO₂-fluxes of three subarctic peatland ecotopes representing three different nutrient- and water table statuses (an oligotrophic *Sphagnum*-mire, a minerotrophic *Carex*-fen, a mesotrophic *Eriophorum*-mire) were measured under manipulated light- and water table conditions in a microcosm study. The changes in respiration and photosynthesis were lowest in the *Sphagnum*-mire. This result is consistent with the unfavourable decomposition conditions (low N-content, low pH, antibiotic substances) and the low photosynthetic potential of cryptogames in the *Sphagnum*-site. The respiration increase after lowering the water table is highest in the *Carex*-fen, particularly if the water table changes occur in the uppermost horizon of the acrotelm. Water table changes in lower horizons produce lower respiration increases. The intensity of CO₂-fluxes is mainly determined by the position of the water table. The reaction potential after changes in light and water table is mainly determined by peat properties and ecophysiological characteristics of the peat producing vegetation.

6. Danksagung

Unser Dank gilt dem Schweizerischen Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung für die Unterstützung des Projektes. Für die enge Zusammenarbeit und die Mög-

lichkeit zur Benutzung der Phytotron-Einrichtungen der Universität Tromsø danken wir Olavi Junttila und Jarle Nilsen (beide IBG, Universität Tromsø).

6. Literatur

- CLYMO, R.S., 1992. Models of peat growth. *Suo*, 43(4-5): 127-136.
- GORHAM, E., 1991. Northern Peatlands: Role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecol.Applic.*, 1(2): 182-195.
- KIVINEN, E. and PAKARINEN, P., 1981. Geographical distribution of peat resources and major peatland complex types in the world. *Ann.Acad.Sci.Fennicae*, AIII(132): 1-28.
- MALMER, N. and WALLÉN, B., 1993. Accumulation and release of organic matter in ombrotrophic bog hummocks - process and regional variation. *Ecography*, 16: 193-211.
- MILLER, P.C., KENDALL, R. and OECHEL, W.C., 1983. Simulating carbon accumulation in northern ecosystems. *Simulation*, 40: 119-131.
- SILVOLA, J., ALM, J., AHLHOLM, U., NYKÄNEN, H. and MARTIKAINEN, P.J., 1996. CO₂ fluxes from peat in boreal mires under varying temperature and moisture conditions. *J.Ecol.*, 84: 219-228.
- SMIRNOFF, N. and CRAWFORD, R.M.M., 1983. Variation in the structure and response to flooding of root aerenchyma in some wetland plants. *Ann.Bot.*, 51: 237-249.
- VERHOEVEN, J.T.A., 1994. Decomposition in mires of different nutrient status. *Proc.VI.International Congress of Ecology, Manchester*, pp 169.
- WÜTHRICH, C., 1994. Die biologische Aktivität arktischer Böden mit besonderer Berücksichtigung ornithogen eutrophierter Gebiete (Spitzbergen und Finnmark). *Basel, Phytogeographica*, 17: 1-222.
- WÜTHRICH, C., DÖBELI, C, SCHAUB,D. and LESER, H., 1994. The pattern of carbon-mineralisation in the high-Arctic tundra (Western and Northern Spitsbergen) as an expression of landscape ecologic environment heterogeneity. *Z.Geomorph.N.F.Suppl.*, 97: 251-264.
- WÜTHRICH, C., NILSEN, J. and SCHAUB, D., 1997. Effects of increased cloudiness and water table changes on carbon balance in Arctic peatlands. *Annales Geophysicae, Suppl.*, 15: in print.

Changes in water regime due to elevated atmospheric CO₂ and N deposition

Marion Sonnleitner, Werner Attinger, Rainer Schulin
ETH Zürich, Institut für Terrestrische Ökologie, Bodenschutz
Grabenstrasse 3, 8952 Schlieren

In this project we assessed the influence of elevated atmospheric CO₂ concentration and nitrogen deposition on the water regime of a model forest ecosystem for two different soils. Four replicate lysimeters were installed for each combination of soil and treatment. The water balances of the 32 lysimeters were determined once a week.

In accordance with our hypothesis, elevated CO₂ reduced evapotranspiration on the acidic soil in summer. On the calcareous soil such an effect was only seen in July. Elevated nitrogen deposition was found to increase evapotranspiration on both soils.

1. Introduction

Increasing CO₂ concentrations in the atmosphere may significantly affect the soil water regime of forest ecosystems. In particular, a reduction of plant transpiration may be expected because better availability of carbon dioxide may allow plants to save water by reducing stomatal gas exchange (Körner, 1995). Another important development is the increasing rate of atmospheric N deposition. As forest growth is often limited by N availability, it may be expected that accelerated forest growth due to enhanced N supply promotes transpiration.

In this study we investigated the water use of beech-spruce model forest ecosystem in a lysimeter experiment, comparing treatments of different atmospheric carbon dioxide concentrations and N depositions in a factorial design.

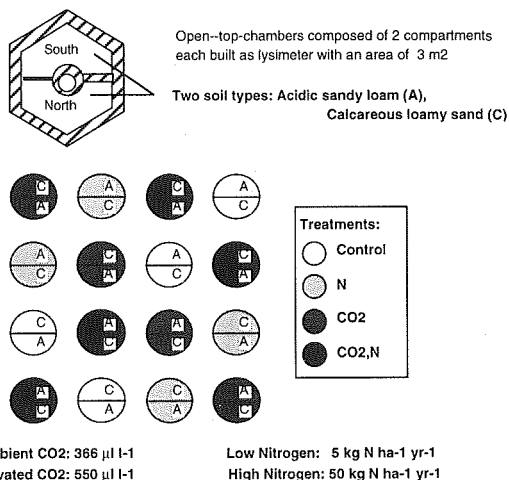


Figure 1:
Latin square design of treatments

Planting design on each compartment:

8 Beech (*Fagus sylvatica*),
8 Spruce (*Picea abies*)

Understory species:
Carex sylvatica, *Geum urbane*, *Hedera helix*,
Ranunculus ficaria, *Viola sylvatica*

2. Materials and Methods

Replicates of young mixed spruce-beech plantations were used as model forest ecosystems. They grow in 16 open-top chambers consisting of two soil compartments, which were equipped as lysimeters. The lysimeters had been filled with soil material from two different forest sites, a sandy loam deriving from an acidic luvisol and a loamy sand deriving from a calcareous fluvisol that was rich in nutrients. A 1 m soil layer was packed on top of a 0.5 m drainage packing of fine gravel layers. For the acidic luvisol, topsoil and subsoil were filled separately into the lysimeters according to the original layering. The calcareous fluvisol was mixed over the entire profile and filled in as one layer.

Four different treatments were applied: elevated atmospheric CO₂ concentration, elevated N deposition, elevated CO₂ + N and control (see Figure 1). Each of the 4 treatments was set up in four replicates. In order to control the chemical composition of the wet deposition the roofs of the chambers were closed during precipitation and in winter. Water was supplied to the plants by sprinkler irrigation.

Once a week, evapotranspiration including evaporation of intercepted water (ET) of each soil compartment was determined from the following water balance:

$ET = \text{irrigation} - \text{drainage} - \text{water storage change}$

The change in water storage was measured with vertically installed time domain reflectometry (TDR) probes of 25 cm length, centred at 25, 50 and 75 cm depth. Drainage water was collected in containers. Due to the accuracy of about 0.5% in determining the water storage in a lysimeter with the TDR probes only the monthly averages of the balances were interpreted as meaningful measures of actual ET.

Soil water potential was measured once a week with tensiometers that had been installed in the same depths as the TDR probes.

In the irrigation regime of 1996 a dry phase was imposed during winter to avoid freezing of drainage and irrigation systems. In spring a wet phase was imposed to wash out nutrients which are normally leached during winter. In August a dry phase of 24 days was imposed (Figure 2).

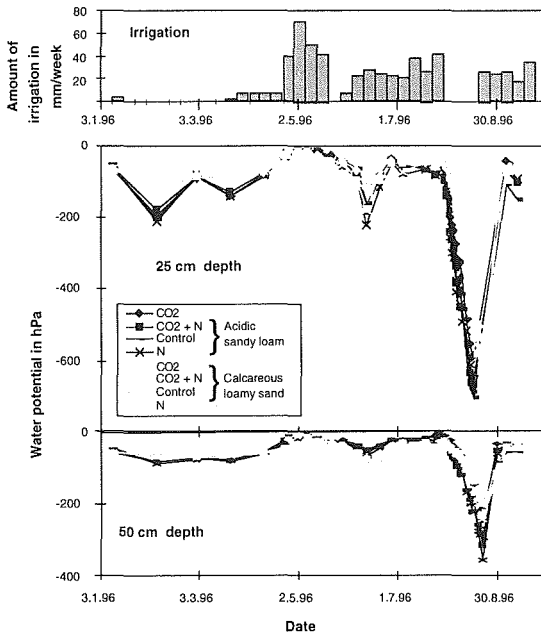


Figure 2: Irrigation regime and water potential measured in two depths.

3. Results

The water potential of the acidic sandy loam was more sensitive to water shortage, than the water potential of the calcareous loamy sand. This may be explained with its smaller storage capacity for easily plant available water (Figure 2).

During winter and spring the variation of actual ET, which was determined using the water balance approach, was found to be very small among all lysimeters (Figure 3). In summer ET was about 2.5 mm for the acidic soil and 3 mm for the calcareous soil. This significant difference could be attributed to the faster growth of plants on that soil. The differences in evapotranspirations between single lysimeters increased with plant biomass, so variation seems to be rather due to plants than to soil.

The differences between the four treatments with respect to ET were in accordance with our hypothesis (Figure 4). For the acidic soil elevation of atmospheric CO_2 concentration reduced ET by up to 12% while elevated N deposition caused ET to increase by up to 18% in average, compared to control. The combined effect of CO_2 and N treatment did not differ from controls by more than $\pm 3\%$ for the acidic soil. For the calcareous soil CO_2 effect was only observed in June and July with a maximum decrease of ET by 7%, while N increased ET during the water stress period in August by up to 10% with and without CO_2 .

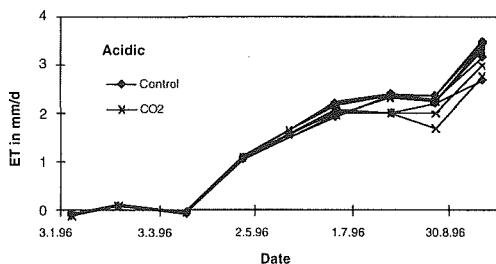


Figure 3: Monthly averages of the water balances of all 8 lysimeters with acidic soil and control of elevated CO_2 treatment.

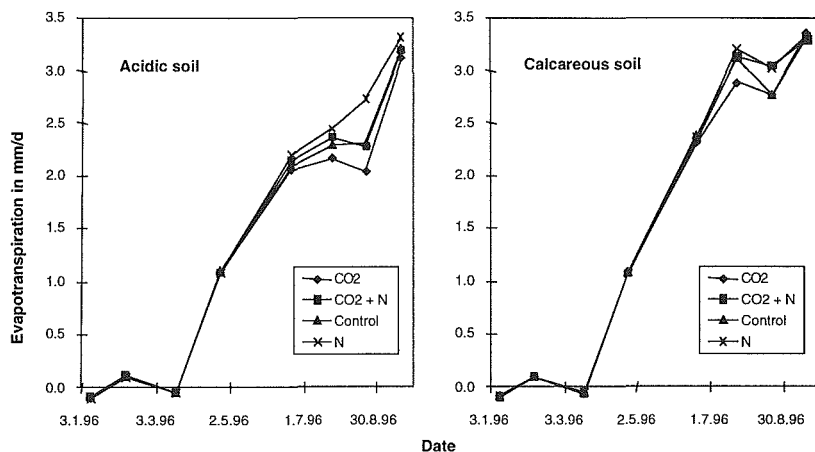


Figure 4: Monthly means of evapotranspiration averaged for the 4 replicates of each treatment.

4. Conclusion

The four treatments (elevated atmospheric CO₂ concentration, elevated N deposition, elevated CO₂ + N, control) resulted in different monthly rates of ET. These effects were in accordance with our hypotheses. CO₂ was found to reduce ET in summer. This effect was less pronounced on the calcareous soil than on the acidic soil. N was found to increase ET on the acidic soil and on the calcareous soil in July and August. Also the N effects were less pronounced on the calcareous loamy sand, than on the acidic soil. The strongest effects were found during the dry period in August.

5. Acknowledgements

We thank J. Bucher, W. Landolt and P. Bleuler for the management of the ICAT-Project and the experimental station and M. Keller for his support in the instrumentation of the lysimeters.

6. References

Körner CH., 1995. - Biodiversity and CO₂: Global Change is Under Way. GAIA, 4, 234-244

7. Zusammenfassung

In diesem Projekt wird der Einfluss von erhöhten atmosphärischen CO₂ Konzentrationen und erhöhten Stickstoffeinträgen auf den Wasserhaushalt von Modellwaldökosystemen auf zwei verschiedenen Böden untersucht. Für jede Kombination von Boden und Behandlung wurden je 4 Lysimeter eingerichtet. Die Wasserbilanzen dieser 32 Lysimeter werden wöchentlich ermittelt.

In Übereinstimmung mit unseren Hypothesen führte erhöhtes CO₂ während der Vegetationsperiode zu einer Reduktion der Evapotranspiration, insbesondere auf der sauren Parabraunerde. Auf dem basischen Auenboden war dieser Effekt weniger ausgeprägt und nur im Juli zu sehen. Erhöhte N Einträge führten erwartungsgemäss auf beiden Böden zu erhöhten Evapotranspirationen.

Nitrogen transport via mycorrhizal hyphae from a root free bulk soil to the plant root

PAUL MÄDER ¹ and ANDRES WIEMKEN ²

¹ Forschungsinstitut für biologischen Landbau, Ackerstrasse, CH-5070 Frick

² Botanisches Institut der Universität Basel, Hebelstrasse 1, CH-4056 Basel

1. Introduction

The mutualistic association between plants and arbuscular mycorrhizal fungi (AMF) often leads to improved nutritional status of the host plant (see: Koide and Schreiner, 1992). Nitrogen transport by hyphae of AMF may be important especially under wet soil conditions where mineral nitrogen occurs even in the form of the relatively immobile ammonia or in the case of drought where the mobility of nitrate is limited (Tobar *et al.*, 1994; Johansen *et al.*, 1994).

The contribution of AMF hyphae for the acquisition of nutrients and transport to plants is difficult to determine because of nutrient transport in the soil by other processes such as solution diffusion and mass flow (Johansen *et al.*, 1992; Frey and Schüepp, 1993). The use of hydrophobic polytetrafluoroethylene (PTFE) membranes has been suggested for nutrient transport studies in mycorrhizal research (Mäder *et al.*, 1993). Across this type of membrane AMF hyphae can penetrate but mass flow and diffusion of ions is prevented. The membrane consists of a microporous, symmetrically structured PTFE layer coated onto a polyester tissue and is reported to be hydrophobic (Schneider and van Gassel, 1984). Here we show that the PTFE membranes efficiently impede diffusion and mass flow of ions but allow an AMF mediated nitrogen transfer from a rootless bulk soil compartment to the roots depending on the nitrogen status of the host plants.

2. Materials and Methods

The hyphal transport of ¹⁵N from soil receiving ¹⁵NH₄¹⁵NO₃ was studied in a two-compartment container system separated by a 5 µm PTFE membrane (Gore-Tex®, GSC-Nr. BIB910033, GORE GMBH, Putzbrunn, Germany). Tomato plants [*Lycopersicon esculentum* Mill. cv. Money maker (F1)] were inoculated with the mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* [(Nicol. and Gerd.) Gerd. and Trappe]. The experiment had eight treatments:

- with or without inoculation with *G. mosseae*,
- two N fertilization levels,
- with or without an adjacent hyphal compartment.

There were three replicates giving a total of 24 assemblies in a randomized block.

The growth substrate was an autoclaved 2 : 1 : 1 (v/v/v) mixture of quartz sand, nutrient-poor Loess from the below ground of a field in Therwil (Switzerland) and expanded clay (LECA GMBH, Tinneberg, Germany). The growth container system has been described by Wyss *et al.* (1991). A subdivided container served as a root

compartment (RC) and an adjacent undivided container as a hyphal compartment (HC) (Figure 1). All containers were fitted with a 60 μm mesh Nylon screen. In addition, a PTFE membrane with nominal pore diameters of 5 μm protected by a 30 μm mesh Nylon screen on both sides was placed between the RC and the HC. This experimental set up allowed the mycorrhizal hyphae to grow across the Nylon screens and the PTFE-membrane from the RC into the HC, but did not allow the roots to penetrate into the HC. Mineral nitrogen applied to the HC was expected not to pass from the HC to the RC by mass flow and diffusion.

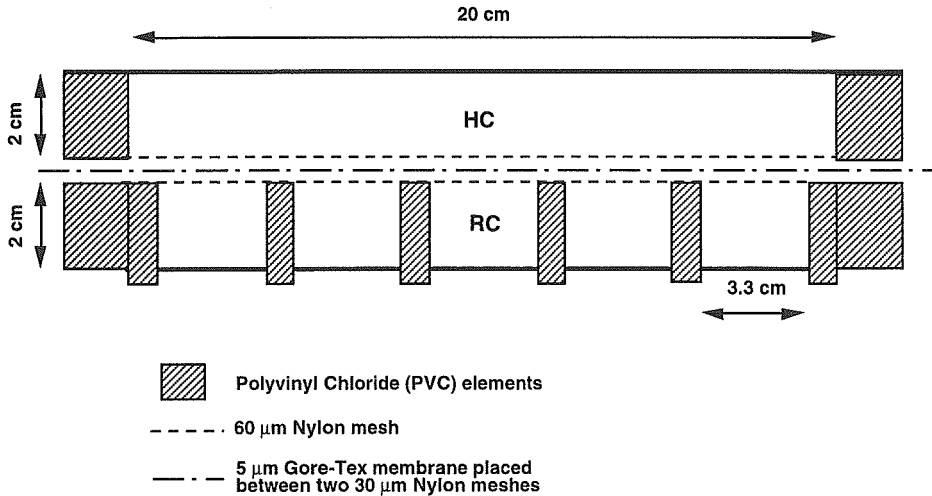


Figure 1: Top view of the two compartment container system. One single tomato plant was grown at each position of the subdivided root compartment (RC). The adjacent hyphal compartment (HC) was separated from the RC by a 5 μm Gore-Tex® membrane protected by 30 μm mesh Nylon screens on both sides and an additional 60 μm Nylon screen mounted on the PVC elements of the RC and HC.

The RC and HC of the container system were filled with the growth substrate and 14-day old tomato seedlings were planted in each division of the RC. The roots were inoculated with *G. mosseae*. The plants were fertilized weekly with a modified Hoagland nutrient solution which contained either one third (low N fertilization level) or three thirds (high N fertilization level) of the standard solution. After 21 days of growth, the HC was fertilized three times in seven-day intervals with 20 mL of a 500 ppm N solution containing 715 mg NH_4NO_3 and 715 mg $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ per liter with 98 atom % ^{15}N excess. Plants were watered from above with a pipette once or twice each day in order to maintain soil moisture near field capacity.

Plants were harvested 42 days after planting and 7 days after the last application of ^{15}N , respectively. Total N and ^{15}N in the plants (shoots and roots) were analysed by isotope ratio mass spectrometry (ANCA-SL 20-20 stable isotope analyser, Europa Scientific Ltd., Crewe, UK).

3. Results

The N concentrations in shoots and roots of the tomato plants were drastically increased by *G. mosseae* at both N fertilization levels in treatments with an adjacent HC (Table 1). Without an HC, the N concentration was only slightly enhanced in the roots by *G. mosseae*. Furthermore, the uptake of ^{15}N derived from $^{15}\text{NH}_4^{15}\text{NO}_3$ supplied to the HC was significantly enhanced in tomato plants when the roots were colonized by *G. mosseae*. At the low N fertilization level, the ^{15}N recovery as a percentage of total ^{15}N supply was around 3 times higher in the mycorrhizal plants than in the non-mycorrhizal plants. At the high N fertilization level this ratio was only around 1.5 (Table 1). Only at the low N level was the atom % ^{15}N excess of shoots and roots significantly increased in the *G. mosseae* treatment, suggesting that at the low N level, plants could profit more from an AMF hyphae-mediated N transport across the PTFE membrane. Moreover it indicates that the processes involved in AMF mediated nitrogen acquisition and transport to the plant is regulated by the plant's nitrogen status.

Table 1: Effects of *Glomus mosseae* on N concentration, atom % ^{15}N excess and ^{15}N recovery of tomato plants in a two compartment container system separated by a GORE-TEX® membrane. Plants were grown in a root compartment at two N fertilization levels. ^{15}N was supplied to an adjacent hyphal compartment. Control treatments remained without an adjacent hyphal compartment.

Treatment	N concentration (%)				Atom % ^{15}N excess		^{15}N recovery as % of total supply				
	Shoot	Root		Shoot	Root						
N level ¹⁾ <i>Glomus mosseae</i>											
With an adjacent hyphal compartment (group I)											
1/3 N	-	0.71	a ²⁾ 0.86	a	12.01	a	9.08	a	5.7	a	
1/3 N	+	1.57	b	1.35	b	16.34	b	15.95	b	16.5	c
3/3 N	-	0.88	a	0.88	a	10.22	a	9.70	a	7.7	ab
3/3 N	+	1.33	b	1.35	b	10.82	a	11.63	a	11.7	b
Without an adjacent hyphal compartment (group II, control)											
1/3 N	-	0.55	a	0.75	a	-	-	-	-	-	-
1/3 N	+	0.61	a	0.94	bc	-	-	-	-	-	-
3/3 N	-	0.70	b	0.80	ab	-	-	-	-	-	-
3/3 N	+	0.74	b	1.02	c	-	-	-	-	-	-

1) N fertilization level in the root compartment. Plants were fertilized either with 1/3 or 3/3 of nitrogen in a modified Hoagland solution.

2) Values with different letters in a column in each group (I, II) differ significantly (Duncan-test, $p \leq 5\%$).

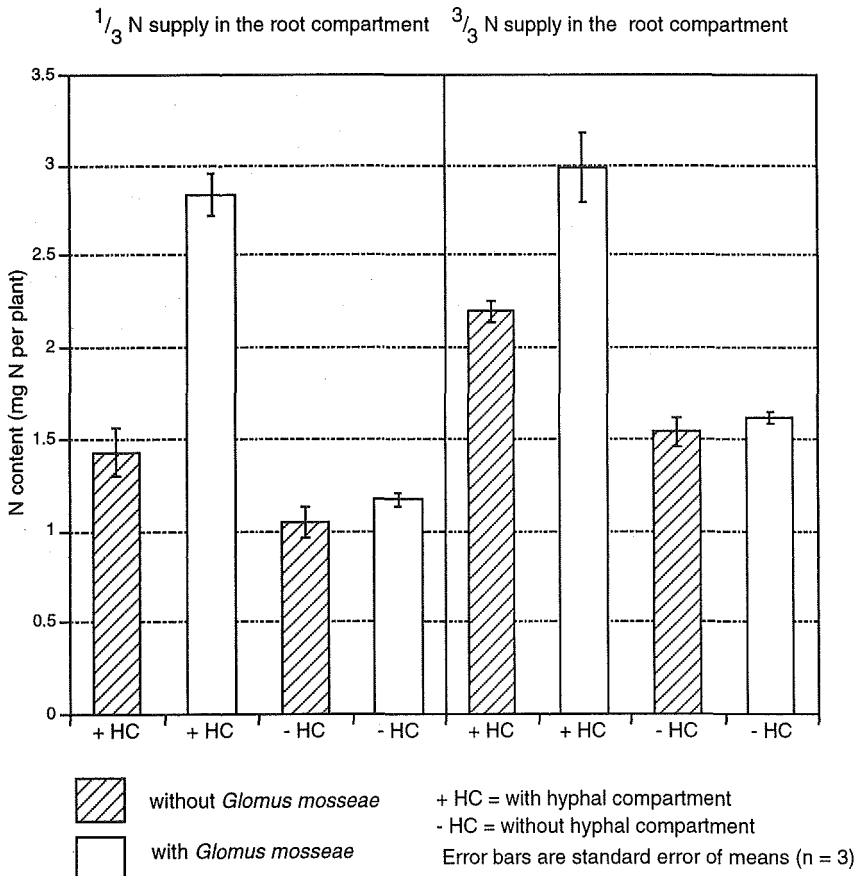


Figure 2: Nitrogen content of tomato plants (shoots plus roots) grown alone or colonized by *Glomus mosseae*. Plants were grown at two levels of N supply in a root compartment. Half of the root compartments were joined with N fertilized hyphal compartments. Root compartment and hyphal compartment were separated by a PTFE membrane.

Whilst the nitrogen content of the tomato plants (shoots plus roots) was strongly stimulated by *G. mosseae* at both N fertilization levels, when the RC was joined with a N fertilized HC, it remained nearly constant in the case where no HC was adjacent, suggesting, that the surplus of N in mycorrhizal plants derives mainly from the HC (Figure 2). Again differences were more pronounced, when the tomato plants were fertilized at a low N level. This fact confirms the results of the ^{15}N measurements, namely that AMF hyphae contributed substantially to the N supply for plants fertilized at the low N level. However, also without mycorrhizal fungus, the N content of the tomatoes was somewhat enhanced in treatments with a N fertilized HC compared with the set up without a HC, indicating some passive N transport across the PTFE membrane.

4. Discussion and Conclusions

The polytetrafluoroethylene coated polyester membranes turned out to be useful tools for impeding mass flow and diffusion of mobile ions from the rootless hyphal compartment to the root compartments as used for studying AMF mediated nutrient acquisition of plants. The container systems described with a fine mesh Nylon screen in combination with a PTFE membrane can be used for instance for rapidly testing different AMF isolates or populations with respect to N transport efficiency. However, in contrast to our expectations based on the results of studies with abiotic experimental systems in which virtually no transport of K^+ and Cl^- ions across the PTFE membrane has been detected (Mäder *et al.*, 1993), we found that in the biotic experimental system used in the present study some ^{15}N transport across the PTFE membrane independent of AMF hyphae occurs probably by diffusion and mass flow of soil solution. For soil nitrogen transport studies with the immobile ion $^{15}NH_4^+$, nitrification inhibitors have been used to reduce diffusion of ^{15}N (Johansen *et al.*, 1992). However, this is not possible for studies with the mobile ion $^{15}NO_3^-$. The PTFE membranes appear not to completely solve the problem encountered due to AMF-hyphae independent N transport. It is possible that root hairs, soil microorganisms, or exudates of them have altered the surface characteristics of the PTFE membrane, lowering the minimum water entry pressure and making it accessible to passage of ions. Nevertheless, mass flow and diffusion of ions across the membrane was greatly reduced (up to 90 %) compared with a system without a PTFE membrane. We recommend that the PTFE membrane should be placed in the hyphal compartment at a distance from the root compartment and that the extremely thin PTFE layer on the polyester tissue is thoroughly protected from mechanical damage.

5. Summary

An exact estimation of nitrogen transport *via* mycorrhizal hyphae to plant roots is difficult to achieve because of nutrient transport in the soil by diffusion and mass flow. The use of polytetrafluoroethylene (PTFE) hydrophobic membranes with a nominal pore diameter of 5 μm was tested for its capability to prevent mycorrhizal independent nitrogen flux in the soil solution to the plant roots. For this purpose container systems were applied which consisted of a root compartment (RC) with growing mycorrhizal test plants, separated by PTFE membranes and fine Nylon nets from a ^{15}N -fertilized compartment which was accessible only for mycorrhizal hyphae (hyphal compartment HC) and not for roots.

The experiment was conducted with tomatoes (*Lycopersicon esculentum* Mill.) as host plant, inoculated by the mycorrhizal fungus *Glomus mosseae*. A sand/Loess/clay mixture was used as growth substrate. The plants in the RC were fertilized with a modified Hoagland solution containing $1/3$ or $3/3$ of a standard solution. Labelled nitrogen was applied as $^{15}NH_4$ $^{15}NO_3$ to the HC. Compared with non mycorrhizal plants, the ^{15}N recovery (as percentage of total supply) in the tomato tissue of mycorrhizal plants was around 3 times higher at the lower N-fertilization level and 1.5 times higher at the higher N fertilization level respectively, indicating a nitrogen transport *via* mycorrhizal hyphae from the ^{15}N -labelled root free bulk zone in the HC to the plant roots in the RC.

The experiment shows, that PTFE membranes are efficient barriers to prevent mass flow and diffusion of mobile ions in nutrient transport studies with mycorrhizae and that the N acquisition and transport *via* mycorrhizal hyphae to the plant is probably regulated by the plant's nitrogen status.

6. References

- Frey, B., and Schüepp, H., 1993: Acquisition of nitrogen by external hyphae of arbuscular mycorrhizal fungi associated with *Zea mays* L. *New Phytologist* 124, 221-230.
- Johansen, A., Jakobsen, I., and Jensen, E.S., 1992: Hyphal transport of ¹⁵N-labelled nitrogen by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus and its effect on depletion of inorganic soil N. *New Phytologist* 122, 281-288.
- Johansen, A., Jakobsen, I., and Jensen, E.S., 1994: Hyphal N transport by a vesicular-arbuscular mycorrhizal fungus associated with cucumber grown at three nitrogen levels. *Plant and soil* 160, 1-9.
- Koide, R.T., and Schreiner, R.P., 1992: Regulation of the vesicular-arbuscular mycorrhizal symbiosis. *Annu. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 43, 557-581.
- Mäder, P., Vierheilig, H., Alt, M., and Wiemken, A., 1993: Boundaries between soil compartments formed by microporous hydrophobic membranes (Gore-Tex®) can be crossed by vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi but not by ions in the soil solution. *Plant and Soil* 152, 201-206.
- Schneider, K., and van Gassel, T.J., 1984: Membrandestillation. *Chem Ing Tech* 56, 514-521.
- Tobar, R., Azcón, R., and Barea, J. M., 1994: Improved nitrogen uptake and transport from ¹⁵N-labelled nitrate by external hyphae of arbuscular mycorrhiza under water-stressed conditions. *New Phytologist* 126, 119-122.
- Wyss, P., Boller, T., and Wiemken, A., 1991: Phytoalexin response is elicited by a pathogen (*Rhizoctonia solani*) but not by a mycorrhizal fungus (*Glomus mosseae*) in soybean roots. *Experientia* 47, 395-399.

Diversité bactérienne en fonction de la proximité aux racines de deux plantes de prairie par analyse de profils de restriction d'une bibliothèque de gènes rADN 16S.

Laurent Marilley, Gudrun Vogt et Michel Aragno

Laboratoire de microbiologie, Université de Neuchâtel, 2007 Neuchâtel, Suisse

1. Résumé

Les racines des plantes libèrent dans le sol des substrats organiques qui peuvent être utilisés par les populations bactériennes. Pour suivre l'influence qu'ont ces rhizodépôts sur la diversité en micro-organismes du sol, nous avons séparé le sol en trois fractions: le sol meuble est le sol obtenu après avoir retiré les racines, le sol rhizosphérique est le sol adhérent aux racines isolées du sol meuble et la fraction endorhizosphère-rhizoplane est obtenue par broyage des racines lavées. Chaque fraction a servi à produire une bibliothèque de gènes rARN 16S. Les profils de restriction de ces gènes ont permis de définir des Operational Taxonomic Units (OTUs). Le nombre d'OTUs ainsi que le nombre de clones par OTU ont permis de calculer un index de diversité. Avec la proximité à la racine, la diversité a diminuée, résultant en une dominance de deux OTUs. L'analyse phylogénétique a permis de relier ces deux OTUs à *Rhizobium leguminosorum* et *Pseudomonas fluorescens*. Ce travail montre que la racine crée un environnement sélectif et/ou électif envers les micro-organismes.

The plant roots release into the soil organic substrates which are metabolized by the microbial populations. To follow the influence of these rhizodepositions on the soil bacterial diversity, the soil was separated into three fractions: the bulk soil was the soil remaining after having picking out the roots, the rhizospheric soil was the soil still adhering to the roots separated from the bulk soil, and the endorhizosphere-rhizoplane fraction was obtained by pounding the washed roots. A cloned library of 16S rRNA genes was constructed from each fraction. The restriction fragments of these genes allowed to define Operational Taxonomic Units (OTUs). The number of OTUs and the distribution of clones among these OTUs allowed to calculate a diversity index. The diversity decreased as the proximity of the roots increased, resulting in a dominance of two OTUs. The phylogenetic analysis of these two OTUs showed that these OTUs were strongly related to *Rhizobium leguminosorum* and *Pseudomonas fluorescens*. This study showed that plant roots create a selective environment for microbial populations.

2. Introduction

Une part importante du carbone fixé par la photosynthèse est libéré dans le sol sous forme de rhizodépôts. Ces rhizodépôts comprennent des sécrétions de monomères et de polysaccharides, des lysats provenant des tissus corticaux et rhizodermaux des racines de même que des exfoliations cellulaires. 10 à 40 % du carbone réduit par photosynthèse est relâché dans le sol sous forme de rhizodépôts (Merckx et al., 1986; Helal et Sauerbeck, 1987; Lynch et Whipps, 1990; Van Veen et al., 1991). La disponibilité en carbone au voisinage de la racine des plantes est donc importante.

Un modèle conceptuel des interactions entre la racine et les micro-organismes peut être formulé. Les bactéries hétérotrophes de la rhizosphère métabolisent les substrats organiques provenant des rhizodépôts. Le renouvellement de la biomasse hétérotrophe augmente, de même que la prédation par les protozoaires. Le taux de décomposition et de minéralisation de la matière organique augmente en conséquence. Cette minéralisation modifie la disponibilité en azote dans le sol, et donc l'assimilation par les plantes.

De plus ces rhizodépôts provoquent une modification du rapport C/N de deux manières. Si le rapport dans les rhizodépôts est plus élevé que dans le sol, ce dernier augmentera. Si les rhizodépôts induisent une augmentation de la biomasse bactérienne hétérotrophe, alors la séquestration de l'azote dans la biomasse active augmente, induisant une augmentation du rapport. Cette augmentation du rapport améliore la fixation bactérienne de l'azote atmosphérique, également déprimée et désinhibée par une consommation hétérotrophe en oxygène plus importante. Les rhizodépôts modifient certainement les populations microbiennes placées sous leur influence, de même que les caractéristiques du cycle de l'azote.

Le but de ce travail est de montrer comment les populations de micro-organismes évoluent en fonction de la distance à la racine. Le sol a été partitionné en trois fractions de proximité croissante. Les méthodes culturales ne permettent d'analyser qu'une partie de la biodiversité. Étant donné que dans les sols, on estime que seul 0.3 à 20% des bactéries sont cultivables (Alexander, 1977; Torsvik et al., 1990), 1 à 10% dans la rhizosphère (Campbell et Greaves, 1990), une méthode de biologie moléculaire auparavant appliquée à une étude de biodiversité (Moyer et al., 1994) a été utilisée. Cette méthodologie est basée sur l'analyse des profils de restriction d'une bibliothèque de gènes rARN 16s de chaque fraction du sol. Certains clones seront séquencés pour évaluer leur affiliation phylogénétique.

3. Matériel et méthode

3.1 Site d'étude

Le site d'étude se situe à une altitude de 550 m au-dessus du niveau de la mer. Le sol est un sol brun agricole fertile, dont la description a été décrite précédemment (Zanetti et al., 1996). Les parcelles, qui mesurent 2.8 x 1.9 m, sont cultivées avec des monocultures de *Trifolium repens* cv Milkanova et de *Lolium perenne* cv Bastion. Elles sont fertilisées avec du K, P et N.

3.2 Prélèvement et partitionnement des échantillons de sol

Environ 500g de sol sont prélevés jusqu'à une profondeur de 15 cm et conservés à 5°C jusqu'à l'arrivée au laboratoire. Pour obtenir des fractions de sol de différentes proximités à la racine, nous avons séparé le sol en trois fractions (Marilley et al., 1997). Le sol meuble (BS) est le sol duquel les racines ont été retirées, le sol rhizosphérique (RS) est le sol adhérent toujours aux racines. Cette fraction est obtenue en lavant les racines dans de l'eau physiologique stérile. La troisième fraction, représentative de l'endorhizosphère et du rhizoplan (RE) est la fraction que l'on obtient après un deuxième lavage en broyant les racines dans un mortier contenant du sable de quartz.

3.3 Extraction, purification, amplification et construction de la bibliothèque de gènes rARN 16S

L'ADN du sol a été extrait selon la méthode de Lee et al. (1996), basée sur une digestion au lysozyme, une lyse au SDS et des chocs thermiques, avec quelques modifications. La méthode de purification de l'ADN, d'amplification par PCR et de construction de la bibliothèque de rADN 16S a été précédemment décrite (Marilley et al., 1997). L'ADN a ensuite été amplifié à l'aide d'amorces universelles désignées pour s'hybrider à des régions conservées du rADN 16S. Le produit d'amplification résultant a été cloné dans des cellules compétentes d'*Escherichia coli*. Les plasmides ont ensuite été extraits et purifiés en utilisant la méthode de la lyse alcaline (Birboim et Doly, 1979; Sambrook et al., 1989). Les rADN 16S ligués au plasmide sont ensuite amplifiés par PCR et le produit digéré à l'aide de deux enzymes de restriction (*HaeIII* et *RsaI*). Les fragments de restriction sont ensuite séparés par électrophorèse sur gel d'agarose.

3.4 Analyse de la biodiversité

Les clones possédant pour les deux enzymes un profil de restriction identique ont été groupés dans un même OTU (Operational Taxonomic Unit). Le nombre d'OTUs de même que le nombre de clones dans chaque OTU ont servi à calculer l'index de diversité de Shannon (Kaneko et al., 1977).

3.5 Séquençage et analyse phylogénétique

Les clones ont été séquencés à partir des plasmides en utilisant le fmol DNA sequencing system (Promega Corp., Madison, WI). Les séquences ont ensuite été alignées sur la séquence d'*Escherichia coli*. La matrice de distance et l'arbre phylogénétique ont été construits en utilisant l'algorithme de Jukes-Cantor (1969) et la méthode du groupement selon l'association moyenne (UPGMA), respectivement, compris dans le Felsenstein Phylogeny Inference Package (PHYLIP, version 3.5).

4. Résultats et discussion

Durant le partitionnement des échantillons de sol, les observations à la loupe binoculaire ont montré que la fraction RS forme une véritable gaine de sol autour des racines de *L. perenne*, alors qu'elle forme des particules plus lâches adhérant aux racines chez *T. repens*. Ces observations confirment que cette fraction est placée sous l'influence directe de la racine et de ses rhizodépôts.

Le groupement des clones en OTUs est basé sur l'utilisation de deux enzymes de restriction. La figure 1 montre clairement la présence d'OTUs dominants dans la fraction RS de *L. perenne* et *T. repens*. Cette dominance est encore plus marquée dans les fractions RE des deux plantes. Plus la proximité à la racine est grande, plus la dominance de certains OTUs est marquée. Ceci se traduit par une baisse des index de diversité de Shannon (fig. 1). La figure 1 montre également que la diversité est presque maximale dans les fractions BS. En effet 1.46 est la valeur maximale que peut prendre l'index de diversité de Shannon: pour *T. repens* H vaut 1.44 alors qu'il vaut 1.42 pour *L. perenne*.

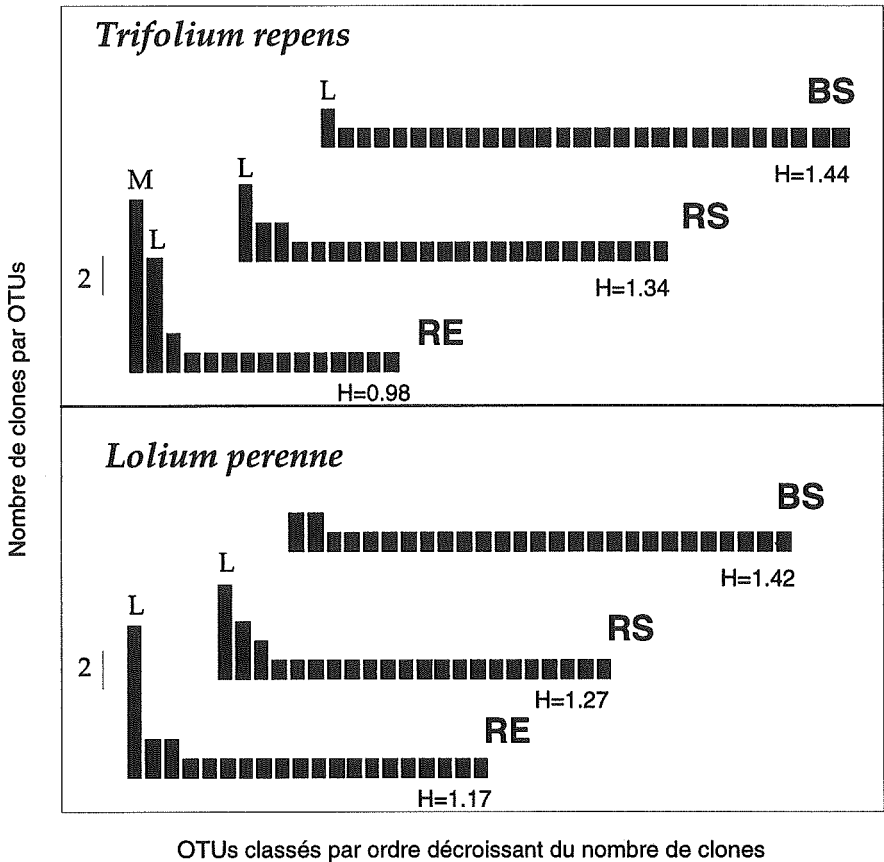


Figure 1. Distribution en OTUs des clones bactériens de rADN 16S obtenus à partir de monocultures de *T. repens* et *L. perenne*. Le sol a été partitionné en trois fractions: le rhizoplane et l'endorhizosphère (RE), le sol rhizosphérique (RS) et le bulk soil (BS). Les index de diversité de Shannon sont indiqués pour chaque fraction.

La figure 2 présente l'arbre phylogénétique obtenu après séquençage d'un clone par OTU dominant, à savoir L et M. Les OTUs M et L possèdent une très bonne homologie avec *Rhizobium leguminosorum* et *Pseudomonas fluorescens*, respectivement. *R. leguminosorum* est connu pour être un endosymbionte de *T. repens* (pour une revue, voir Van Rhijn et Vanderleyden, 1995) alors que *P. fluorescens* est connu pour être une rhizobactérie bénéfique pour les plantes (Glick, 1994). La figure 1 montre également que l'OTU L, relaté à *P. fluorescens* est dominant dans les fractions RE et RS de *T. repens*.

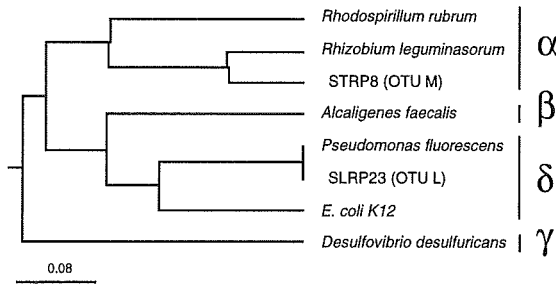


Figure 2. Relations phylogénétiques des clones STRP8 et SLRP23 avec le phylum des Protéobactéries. Les souches de référence ont été obtenues à partir du Ribosomal Database Project (Maidak et al., 1994).

Ce travail montre que les racines des plantes modifient les caractéristiques des populations microbiennes en fonction de la proximité de la racine. Alors que les populations microbiennes du sol sont soumises à des contraintes physico-chimiques et nutritionnelles, celles de la rhizosphère répondent à des contraintes supplémentaires dues aux modifications des racines. Aux deux contraintes citées ci-dessus viennent s'ajouter des contraintes chimiotaxiques dans le sol

rhizosphérique et des contraintes d'adhésion (ou de pénétration) aux tissus végétaux dans le rhizoplan (endorhizosphère). La racine crée donc un environnement qui est sélectif et/ou électif vis à vis des populations microbiologiques. La diversité en micro-organismes est donc fortement réduite au voisinage de la racine.

Grâce aux méthodes de biologie moléculaire, l'écologie microbienne des sols possède de nouveaux outils. Ceux-ci offrent de nouvelles perspectives dans l'étude des populations microbiennes des sols, car ils permettent d'éviter les problèmes liés à la cultivabilité des micro-organismes. Ce travail montre également que ces techniques sont conformes à la réalité in situ, car les résultats obtenus confirment la présence de bactéries connues pour être actives dans la rhizosphère.

5. Remerciements

Le Fonds national suisse pour la recherche scientifique a contribué financièrement à ce travail (fonds # 3100-040693.94/1). Nous sommes reconnaissants envers Andy Ogram pour son aide dans le choix d'une méthode d'extraction et de purification d'ADN de même qu'envers Joseph Noesberger et Ueli Hartwig pour leur collaboration et leur assistance technique.

6. Références

- Alexander, M., 1977: Introduction to soil microbiology. John Wiley & Sons, N.Y.
- Birnboim, H. C., and Doly, J., 1979: A rapid alkaline extraction procedure for screening recombinant plasmid DNA. *Nucleic Acids Res.* **7**, 1513-1523.
- Campbell, R., and Greaves, M. P., 1990: Anatomy and community structure of the rhizosphere. *In* The Rhizosphere. Ed. J M Lynch. pp. 11-34. John Wiley & Sons Ltd, Essex.
- Glick, B. R., 1994: The enhancement of plant growth by free-living bacteria. *Can. J. Microbiol.* **41**, 109-117.
- Helal, H. M., and Sauerbeck, D., 1987: Methods of sampling and investigation of rhizosphere soil. *In* Methodology in soil research, Proc. of the 20th. colloquium, International Potash Institute (Ed.). pp. 235-246.
- Jukes, T. H., and Cantor, C. R., 1969: Evolution of protein molecules. *In* Mammalian protein metabolism. Ed. Munro, H. N. pp. 21-132. Academic Press, New York.

- Kaneko, T., Atlas, R. M., and Krichevsky, M., 1977: Diversity of bacterial populations in the Beaufort Sea. *Nature (London)* 270, 596-599.
- Lee, S-Y., Bollinger, J., Bezdicsek, D., and Ogram, A., 1996: Estimation of the abundance of an uncultured soil bacterial strain by a competitive quantitative PCR method. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 3787-3793.
- Lynch, J. M., and Whipps, J. M., 1990: Substrate flow in the rhizosphere. *Plant and Soil* 129, 1-10.
- Maidak, B. L., Larsen, N., McCaughey, M. J., Overbeek, R., Olson, G. J., Fogel, K., Blandy, J., and Woese, C. R., 1994: The Ribosomal Database Project. *Nucleic Acids Res.* 22, 3485-3487.
- Marilley, L., Vogt, G., Blanc, M., and Aragno, M., 1997: Bacterial diversity in the bulk soil and rhizospheric fractions of *Lolium perenne* and *Trifolium repens* as revealed by PCR profile analysis of 16S rDNA. *Plant and Soil*, submitted.
- Merckx, R., Van Ginkel, J. H., Sinnaeve, J., and Cremers, A., 1986. Plant-induced changes in the rhizosphere of maize and wheat. I. Production and turnover of root-derived material in the rhizosphere of maize and wheat. *Plant and Soil* 96, 85-93.
- Moyer, C. L., Dobbs, F. C., and Karl, D. M., 1994: Estimation of diversity and community structure through restriction fragment length polymorphism distribution analysis of bacterial 16S rRNA genes from a microbiological mat at an active, hydrothermal vent system, Loihi Seamount, Hawai'i. *Appl. Environ. Microbiol.* 60, 871-879.
- Sambrook, J., Fritsch, E. F., and Maniatis, T., 1989: *Molecular cloning: a laboratory manual*. Cold Spring Harbor Laboratory Press, N.Y.
- Torsvik, V., Goksoyr, J., and Daae, F. L., 1990: High diversity in DNA of soil Bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 56, 782-787.
- Van Overbeek, L. S., and Van Elsas, J. D., 1995: Root exudate-induced promoter activity in *Pseudomonas fluorescens* mutants in the wheat rhizosphere. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 890-898.
- Van Rhijn, P., and Vanderleyden, J., 1995: The *Rhizobium*-plant symbiosis. *Microbiol. Rev.* 59, 124-142.
- Van Veen, J. A., Liljeroth, E., and Lekkerkerk, L. J. A., 1991: Carbon fluxes in plant-soil systems at elevated atmospheric CO₂ levels. *Ecological Applications* 1, 175-181.
- Whipps, J. M., 1990: Carbon economy. *In The Rhizosphere*. Ed. J M Lynch. John Wiley & Sons Ltd, Essex.
- Zanetti, S., Hartwig, U. A., Lüscher, A., Hebeisen, T., Frehner, M., Fischer, B. U., Hendrey, G. R., Blum, H., and Nösberger, J., 1996: Stimulation of symbiotic N₂ fixation in *Trifolium repens* L. under elevated atmospheric pCO₂ in a grassland ecosystem. *Plant Physiol.* 112, 575-583.

Aufnahme und Akkumulation von Blei im Pilz-Pflanzensystem

PETER MARTINA, EGLI SIMON

Eidg. Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), 8903 Birmensdorf

Summary - The influence of lead on the system ectomycorrhiza-plant was investigated by laboratory experiments and by field examinations at a shooting-range. The results of three aspects of these investigations are presented.

- In a hydroculture experiment non-mycorrhizal and mycorrhizal (*Hebeloma crustuliniforme*) spruce seedlings were grown in solutions containing different concentrations of lead to examine the influence of a mycorrhization on the uptake of lead through the plant and on the effect of lead on plant growth. The mycorrhizal fungus could not protect the plant from the uptake and the negative effect of lead on plant growth.
- The location of lead in mycorrhizal roots was detected by using a histochemical method. The place of lead-accumulation was different depending on the fungus-plant-combination. There was hardly no translocation of lead within the plants.
- The contents of lead in roots as well as in sporocarps collected near the shooting-range are considerably high. In edible fungi the contents exceed in part drastically the maximum value for food, which is 10 ppm Pb (LINDT et al., 1990).

1. Einleitung

Die natürlichen Konzentrationen des Schwermetalls Blei in der Umwelt wurden in den letzten Jahrzehnten zunehmend anthropogen überlagert. Durch Umweltvorschriften, wie die Luftreinhalte-massnahmen oder die Einführung des bleifreien Benzins, konnten zwar wichtige Quellen der Emission eingedämmt werden. Analysen von Bodenproben zeigen jedoch immer wieder hohe Werte. Im Bereich von Schiessständen sind kürzlich extreme Bleikonzentrationen in Boden und Vegetation nachgewiesen worden (ENGGIST & LÜTHI, 1994). Es stellt sich dabei die Frage, ob und wie sich solch hohe Bleikonzentrationen auf die Mykorrhizaflora auswirken, insbesondere unter Beachtung der Bedeutung der Mykorrhiza als Schnittstelle zwischen Boden und Pflanze. Bei der Aufnahme von Nährstoffen aus dem Boden in die Pflanzen ist die Ektomykorrhiza massgeblich beteiligt. Unausgewogenheiten in den Nähr- und Schadstoffverhältnissen können in Grenzen kompensiert werden. Zum einen erhöhen Ektomykorrhizen die Nährstoff- und Wasserversorgung von Waldbäumen beträchtlich, zum anderen können mykorrhizierte Wurzeln vor allem im Bereich des Pilzmantels und des Hartig'schen Netzes Elemente differenziert aufnehmen, speichern und weiterleiten. Es gibt mehrere Untersuchungen, die eine selektive Aufnahme von Schwermetallen durch den Pilz und eine damit verbundene Resistenzerhöhung der Pflanze nachweisen konnten (COLPAERT & VAN ASSCHE, 1992; MARSCHNER, 1994).

Im Sinne einer Fallstudie am Beispiel des Schiessstandes Zuchwil (SO) wurde in einer Diplomarbeit der Frage nachgegangen, wie sich die dort festgestellten totalen Bleigehalte im Boden von bis zu 33600 ppm auf die Pilzflora auswirken (PETER, 1996). Nebst den Feldstudien wurden Laborexperimente durchgeführt. Ziel der Untersuchung war es, neue Erkenntnisse über das Verhalten und die Wirkung von Blei im System Ektomykorrhizapilz-Pflanze und seinen einzelnen Kompartimenten zu gewinnen. Ausserdem interessierte die Frage der Akkumulation von Blei in den Fruchtkörpern der Pilze, insbesondere im Hinblick auf deren Verwendung als Speisepilze. Einige Punkte dieser Arbeit sollen hier vorgestellt werden.

2. Material und Methoden

- Wachstumsversuche mit mykorrhizierten und nicht mykorrhizierten Keimlingen (Fichte, Birke) bei verschiedenen Bleikonzentrationen unter Anwendung unterschiedlicher Synthesetechniken. Bleibehandlung (PbCl_2) mit Konzentrationen von 0 bis 2000 ppm.
- Lokalisation von Blei in der Mykorrhiza mittels histochemischer Färbung (Natrium-Rhodizonat) an Dünnschnitten (nach GLATER & HERNANDEZ, 1972).
- Analysierung des Bleigehaltes in Mykorrhizen, Pflanzen und Pilzfruchtkörpern mittels ICP-AES.

Ausführlichere Angaben zur Methodik in PETER (1996).

3. Resultate

3.1 Einfluss einer Mykorrhizierung von Fichtenkeimlingen auf die Aufnahme und die Wirkung von Blei

Blei bewirkt bei Fichtenkeimlingen, unabhängig von der Mykorrhizierung, eine Reduktion der Anzahl Kurzwurzeln. Die Trockensubstanzproduktion der Sprosse wird nicht beeinflusst, diejenige der Wurzeln wird bei höheren Bleikonzentrationen tendenziell reduziert. Die Ektomykorrhizierung der Keimlinge mit *Hebeloma crustuliniforme* bewirkt eine erhöhte Trockensubstanzproduktion der Wurzeln und eine verstärkte Ausbildung von Kurzwurzeln. Die negative Wirkung von Blei auf das Wachstum kann jedoch auch bei mykorrhizierten Keimlingen festgestellt werden.

Die Translokation von Blei in den Spross ist gering. Durch die Mykorrhizierung wird 2-3x mehr Blei in den Spross verlagert (Tab. 1).

Tab. 1: Bleigehalt und Transferfaktoren aus der Lösung in die Wurzel und den Spross von nicht mykorrhizierten und mykorrhizierten Fichtenkeimlingen in Abhängigkeit von der Bleibehandlung. NM = nicht mykorrhiziert; M = mykorrhiziert

Pb [ppm]	Pb [$\mu\text{g g}^{-1}$ TS]		Transferfaktor	
	NM	M	NM	M
Spross				
0	*	*	*	*
20	*	*	*	*
80	*	*	*	*
200	6	12	0.020	0.060
2000	4	13	0.003	0.006
Wurzel				
0	*	*	*	*
20	187	262	9.4	13.1
80	761	567	9.5	7.1
200	1903	1783	9.5	8.9
2000	32056	36733	16.0	18.7

* unter der Nachweisgrenze

3.2 Lokalisation von Blei in der Mykorrhiza

Mit Hilfe der histochemischen Methode kann Blei erst bei sehr hohen Konzentrationen nachgewiesen werden. Der Anlagerungsort ist je nach Pilz-Pflanzensystem unterschiedlich:

- In Fichtenwurzeln, welche mit der Pilzart *Hebeloma crustuliniforme* künstlich mykorrhiziert wurden, wird Blei hauptsächlich entlang der Rindenzellwände akkumuliert.
- In Birkenwurzeln, mykorrhiziert mit *Cenococcum geophilum*, kann Blei im Innern der Pflanzenzellen und entlang der Endodermis nachgewiesen werden.
- In einer mykorrhizierten Wurzel einer Fichte, deren Standort sich hinter dem Kugelfang des Schiessstandes Albisgüetli (Stadt Zürich) befindet, wird Blei im Hartig'schen Netz angelagert.

3.3 Bleigehalte in Vegetationsproben aus dem Bereich des Schiessstandes Zuchwil (alle Werte bezogen auf das Trockengewicht)

3.3.1 Bleigehalt in Buchenwurzeln

Der Bleigehalt in den Fein- und Grobwurzeln der Buchen zeigt eine klare Abhängigkeit von der Distanz zum Kugelfang (Abb. 1). Die Werte der Feinwurzeln sind dabei deutlich grösser als diejenigen der Grobwurzeln.

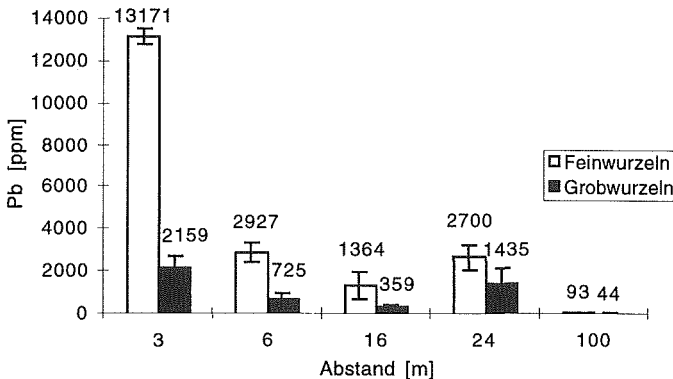


Abb. 2: Bleigehalte in Buchenwurzeln in Abhängigkeit von der Distanz zum Kugelfang. Totalgehalt von Blei im Boden: 1 m: 33600 ppm, 6 m: 26280 ppm, 16 m: 1030 ppm (LÜTHI & ENGGIST, 1994). Balken = Standardfehler

3.3.2 Bleigehalt in Pilzfruchtkörpern

Die Bleigehaltsmessungen der Pilzfruchtkörper wurden an 130 Proben durchgeführt. Der Mittelwert aller gemessenen Proben, welche aus Distanzen zwischen 2 und 41 m zum Kugelfang stammen, beträgt 170 ppm, der Median 45 ppm. Der höchste gemessene Wert beträgt 3240 ppm, der tiefste 4 ppm. Es kann eine exponentielle Abnahme des Gehaltes mit zunehmendem Abstand zum Kugelfang festgestellt werden. Innerhalb der selben Distanzen streuen die Werte jedoch beträchtlich. Es gibt artspezifische Unterschiede der Bleianreicherung in den Fruchtkörpern.

Die Bleigehalte einiger Speisepilze sind in Tab. 2 wiedergegeben.

Tab. 2: Bleigehalte in 8 bekannten Speisepilzen

Pilzart		n	Pb [ppm]			
wissenschaftlicher Name	gebräuchl. Name		Median	Mittelwert	Min	Max
<i>Cantharellus cibarius</i>	Eierschwamm	2	386,5	386,5	299,5	473,5
<i>Craterellus cornucopioides</i>	Totentrompete	2	492,2	492,2	269,4	715,1
<i>Russula cyanoxantha</i>	Frauentäubling	3	75,7	75,7	4,7	146,9
<i>Strobilomyces floccopus</i>	Strubelkopfröhrling	2	28,0	28,0	26,7	29,3
<i>Xerocomus badius</i>	Maronenröhrling	4	9,3	19,6	5,7	53,8
<i>Xerocomus chrysenteron</i>	Rotfussröhrling	10	30,2	294,1	7,5	1648,5
<i>Xerocomus chrysenteron</i> var. <i>pruinatus</i>	Rotfussröhrling	1	10,3	10,3	10,3	10,3

4. Diskussion

In der vorliegenden Untersuchung kann der Mykorrhizapilz *Hebeloma crustuliniforme* keinen Schutz vor der Bleiaufnahme und vor dem Einfluss von Blei auf das Wachstum der Keimlinge bieten. Die Schutzwirkung scheint je nach Mykorrhizapilz unterschiedlich ausgeprägt zu sein.

Die Verlagerung von Blei innerhalb der Pflanze ist gering. Dies kann sowohl in den Laboruntersuchungen als auch in den Feldstudien beobachtet werden. Der grösste Teil des aufgenommenen Bleis wird in der Wurzel fixiert. Der Ort der Akkumulation in der Mykorrhiza ist je nach Pilz-Pflanzensystem unterschiedlich.

Die Bleibelastung der Vegetationsproben aus dem Bereich des Schiessstandes ist beträchtlich. Vergleicht man die Bleigehalte der Wurzeln aus dem Standort mit Gehalten von Wurzeln aus Dosis-Wirkungsexperimenten, so müsste bei diesen Bleiwerten auf einen möglichen Vitalitätsverlust der Bäume geschlossen werden.

Die Bleigehalte der Fruchtkörperproben sind im Vergleich zu Daten aus der Literatur sehr hoch. Neben der Aufnahme von Blei aus dem Boden spielt hier die atmosphärische Deposition eine wichtige Rolle. Es gibt grosse Unterschiede der Bleiakkumulation in den Fruchtkörpern zwischen den verschiedenen Arten. Dies ist einerseits darauf zurückzuführen, dass verschiedene Pilzarten ein unterschiedliches Vermögen zur Aufnahme und Weiterleitung von Blei aus dem Boden aufweisen (GADD, 1993). Andererseits ist der Anteil des atmosphärisch deponierten Bleis je nach Fähigkeit der Adsorption von Blei an den Oberflächen der Fruchtkörper unterschiedlich gross. Die Bleigehalte der Speisepilze sind zum Teil massiv über dem von LINDT et al. (1990) vorgeschlagenen Höchstwert in Nahrungsmittel für Menschen, welcher 10 mg kg^{-1} Trockengewicht beträgt.

Danksagung - Wir bedanken uns ganz herzlich bei Frau Bettina Schneider für die Hilfe bei den mikroskopischen Untersuchungen. Bei Herrn François Ayer bedanken wir uns für die freundliche Hilfe bei der Sammlung und Bestimmung der Pilzfruchtkörper.

Literatur:

- COLPAERT J.V., VAN ASSCHE J.A., 1992: Zink toxicity in ectomycorrhizal *Pinus silvestris*. Plant and Soil 143, 201-211
- GADD G.M., 1993: Interactions of fungi with toxic metals. New Phytol. 124, 25-60
- GLATER R.A.B., HERNANDEZ L., 1972: Lead Detection in Living Plant Tissue Using a New Histochemical Method. J. Air Pollut. Contr. Assoc. 22(6), 463-467
- LINDT T.E., FUHRER J., STADELMANN F.X., 1990: Kriterien zur Beurteilung einiger Schadstoffgehalte von Nahrungs- und Futterpflanzen. FAC-Schriftenreihe Nr.8, Liebefeld-Bern.
- LÜTHI T., ENGGIST A., 1994: Schadstoffbelastung des Bodens bei Schiessanlagen. Amt für Umweltschutz Kt. SO, Ber.5
- MARSCHNER P., 1994: Einfluss der Mykorrhizierung auf die Aufnahme von Blei bei Fichtenkeimlingen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme Göttingen, Reihe A, Band 109
- PETER M., 1996: Einfluss von Blei auf Pilze und das Pilz-Pflanzensystem: Mykorrhizabildung, Artdiversität und Bioakkumulation. Fallstudie am Beispiel des Schiessplatzes Zuchwil. Diplomarbeit, Institut für Pflanzenbiologie, Universität Zürich

Übergang der Schwermetalle aus dem Boden in die Nahrungskette

BORIS JENKA und ANDREA POZZI

Niederer + Pozzi, Geibelstrasse 33, 8037 Zürich

Zusammenfassung

120 Bodenproben und 78 Gemüseproben aus den Familiengärten der Stadt Zürich wurden bezüglich der Schwermetallgehalte analysiert. Der Transfer der Schwermetalle aus den stark belasteten Böden in die Nahrungskette der Menschen wurde untersucht.

Während Cadmium vor allem über den Transferpfad Boden - Pflanze - Pflanzenprodukt - Mensch in den Körper gelangt, wird Blei aus den belasteten Böden von Kleinkindern durch Bodenessen in humantoxikologisch relevanten Mengen aufgenommen.

Auch im Extremfall des ausschliesslichen Verzehrs von am stärksten belasteten Gemüse aus den Zürcher Familiengärten, welcher in der Praxis kaum eintritt, wird - auch in Kombination mit anderen Risikofaktoren - die nach FAO/WHO tolerierbare Aufnahme von 7 µg Cadmium / kg Körpergewicht / Woche nicht erreicht.

Je nach den getroffenen Annahmen bezüglich der aufgenommenen Bodenmenge und der Aufenthaltshäufigkeit in den Gärten überschreitet die Blei-Aufnahme durch bodenessende Kleinkinder bereits bei Boden-Totalgehalten von 50 bis 370 ppm die tolerierbare Aufnahme von 25 µg Blei / kg Körpergewicht / Woche gemäss FAO/WHO.

Trotz hoher Schwermetallbelastungen der Böden wird die unveränderte Weiternutzung der stadtzürcher Familiengärten nicht in Frage gestellt. Familiengärten eignen sich jedoch nicht als Spielplatz und Aufenthaltsort für Kleinkinder. Die Familiengärten verlieren dadurch einen Teil ihrer sozialen Funktion.

Bei Aufgabe der gärtnerischen Nutzung besteht ein Risiko der erhöhten Mobilisierung der Schwermetalle durch Abbau der reichlich vorhandenen organischen Substanz. Bei Bauvorhaben sind bezüglich der Verwendung des abgeschälten Oberbodens die Vorschriften der VSBo-Mitteilung Nr. 4 und der TVA zu beachten.

1. Bodenbelastungen in den Familiengärten

Die nachfolgend vorgestellten Ergebnisse sind Teil einer im Jahr 1994 in den Stadtzürcher Familiengärten durchgeführten Studie (FaBo ZH et al., 1994).

120 Bodenproben und 78 Pflanzenproben aus 4 Familiengartenarealen der Stadt Zürich wurden bezüglich der Schwermetalle untersucht.

Die Böden in den stadtzürcher Familiengärten sind bei pH-Werten von 6.2-7.6 schwach sauer bis alkalisch und weisen hohe bis sehr hohe Humusgehalte auf (5 - 22 %).

Die Schwermetall-Totalgehalte sind stark erhöht. Die Anteile der Gartenparzellen mit Totalgehalten über den Richtwerten (VSBo), den Kategorie-II-Werten (VSBo-Mitt. Nr. 4; BUWAL und FAC 1993) und den Grenzwerten (TVA) für den Totalgehalt verdeutlichen das Ausmass der Belastungen (Tab. 1).

Tab. 1: Anteil der Totalgehalte über den Richt-, Orientierungs- und Grenzwerten

Anteil der Gartenparzellen, auf welchen die Richtwerte (VSBo), die Kategorie-II-Werte (VSBO-Mitt. Nr. 4) und die Grenzwerte (TVA) für die Totalgehalte an Blei, Cadmium, Kupfer, Quecksilber und Zink überschritten werden (% der Gesamtprobenzahl). Gesamtanzahl der Proben: 120.

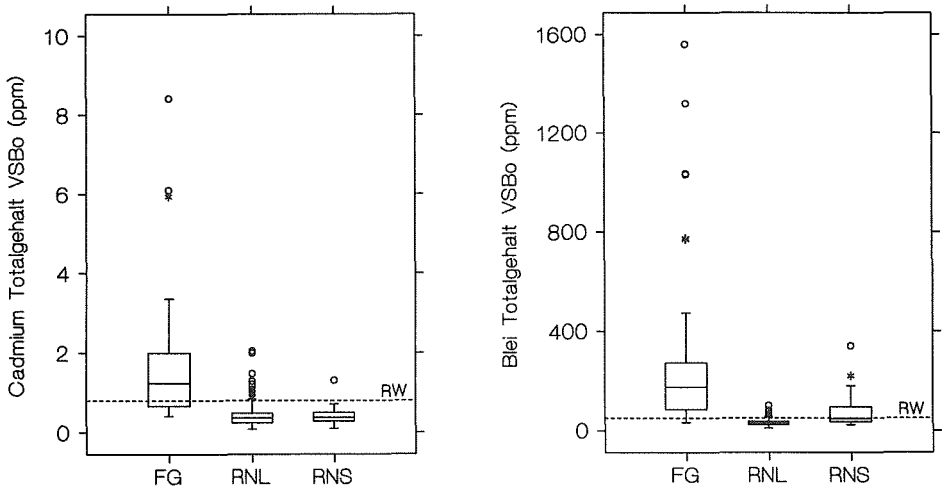
	<i>Blei</i>	<i>Cadmium</i>	<i>Kupfer</i>	<i>Quecksilber</i>	<i>Zink</i>	<i>mindestens 1 Element</i>
Anteil über Richtwert (%)	92.5	43.3	61.7	22.5	58.3	92.5
Anteil über Kat.-II-Wert (%)	13.3	6.7	24.2	9.2	15.0	40.0
Anteil über Grenzwert TVA (%)	6.7	0.0	0.0	0.8	0.0	7.5

Der Übergang der Elemente Blei und Cadmium in den menschlichen Körper erwies sich - im Gegensatz zu Kupfer, Quecksilber und Zink - als humantoxikologisch relevant.

Verglichen mit den im Kanton Zürich durchschnittlichen Belastungen der als Landwirtschaftsland und Siedlung genutzten Böden (Rasternetzuntersuchung; FaBo ZH, 1993) sind die Totalgehalte an Blei und Cadmium in den stadtzürcher Familiengärten stark erhöht (Abb. 1).

Abb. 1: Totalgehalte an Cadmium und Blei im Boden

Datengrundlage: Familiengärten (FG): 120 Proben, Rasternetz Landwirtschaft (RNL): 255 Proben, Rasternetz Siedlung (RNS): 34 Proben. RW = Richtwert VSBo.



2. Aufnahme von Cadmium durch Verzehr von Gemüse

Der FAO/WHO-Wert für die tolerierbare Aufnahme von Cadmium liegt bei 7 μg Cadmium / kg Körpergewicht / Woche; er basiert auf einer Akkumulation über 50 Jahre.

Für den Übergang von Cadmium aus dem Boden in den menschlichen Körper wurde der Transferpfad Boden - Pflanze - Pflanzenprodukt - Mensch als der einzige relevante Pfad ermittelt (FaBo et al., 1994).

Für die Modellrechnung in Tab. 2 wurde angenommen, dass die Familiengärtner den gesamten Bedarf an Gemüse aus dem eigenen Garten decken.

Tab. 2: Cadmiumaufnahme durch Konsum von Gemüse aus den Familiengärten

Verzehr von Gemüse gemäss dem dritten Schweizerischen Ernährungsbericht 1985-1987 (ERARD und SIEBER, 1991). Annahme Körpergewicht: 60 kg.

Gemüse	Verzehr (kg/Mensch/ Jahr)	Familiengärten Zürich Cadmiumgehalt (µg/kg FS)		Toleranzw. FIV (µg/kg FS)	Familiengärten Zürich Cadmiumaufnahme (µg/Mensch/Tag)	
		Maxima	Mittelwerte		Maxima	Mittelwerte
Kartoffeln	41.8	82	14	100	9.39	1.58
Karotten	10.2	139	59	100	3.88	1.65
Sellerie	1.0	153	74	200	0.42	0.20
Wurzel- und Knolleng.	4.8	80 *)	50 *)	100	1.05	0.66
Kohlgewächse	6.1	25	16	100	0.42	0.27
Kopfsalat	2.9	17	10	100	0.14	0.08
Spinat	1.7	34	34	200	0.16	0.16
übrige Blattgemüse	8.2	30 *)	15 *)	100	0.67	0.34
Bohnen	3.1	2	2	100	0.02	0.02
übrige Hülsenfrüchte	1.3	2	2	100	0.01	0.01
Zwiebeln	4.7	53	26	100	0.68	0.33
Lauch	1.0	22	12	100	0.06	0.03
Fruchtgemüse	16.1	10 *)	5 *)	50	0.44	0.22
Gesamtaufnahme (µg/Mensch/Tag)					17.34	5.54
Gesamtaufnahme (µg/kg Körpergewicht/Woche)					2.02	0.65
FAO/WHO-Richtwert (µg/kg Körpergewicht/Woche)					7	7

*) keine Messwerte vorhanden → Annahmen

Tab. 3: Cadmiumaufnahme aus verschiedenen Quellen

Durchschnittskonsum nach ERARD und SIEBER (1991) und ZIMMERLI et al. (1991).

Cadmiumquelle	Cadmiumaufnahme in µg / Mensch / Tag		
	Selbsversorger (100 %) Familiengärten		Durchschnitt Schweiz
	Maximalgehalte	Durchschnittsgehalte	
Gemüse	17	6	4
übrige Nahrung	8	8	8
Rauchen (20 Zigaretten)	15	15	15
andere Quellen	vernachlässigbar	vernachlässigbar	vernachlässigbar
Total inkl. Rauchen	40	29	27
FAO/WHO *)	70	70	70

*) 7 µg / kg Körpergewicht / Woche ergibt umgerechnet 70 µg / Mensch / Tag

Für die Risikobetrachtung wurden in Tab. 3 die Gesamtaufnahmen aus Tab. 2 mit anderen Risikofaktoren kombiniert.

Auch im Extremfall des ausschliesslichen Verzehrs von am stärksten belasteten Gemüse, welcher in der Praxis kaum eintritt, wird die nach FAO/WHO tolerierbare Cadmiumdosis von $7 \mu\text{g} / \text{kg}$ Körpergewicht / Woche nicht überschritten.

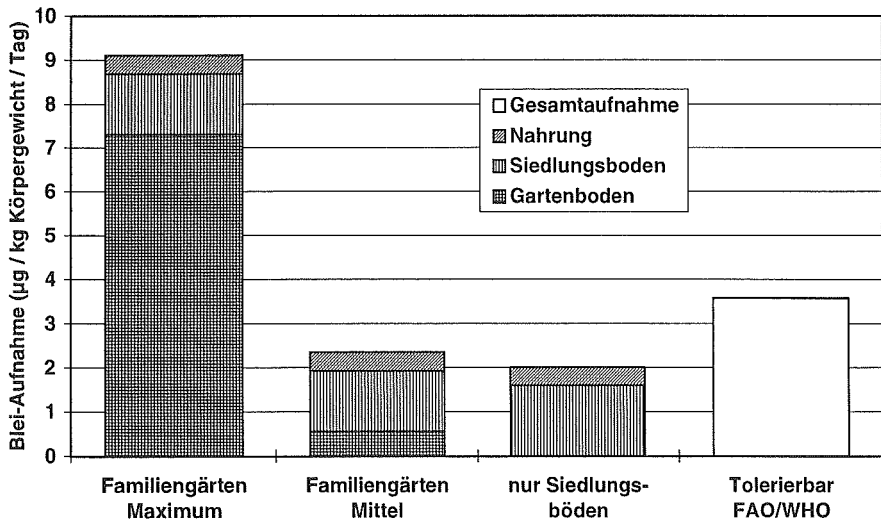
Unter Berücksichtigung analoger Modellrechnungen für andere Schwermetalle (FaBo et al., 1994), welche zu keinen relevanten Aufnahmeraten führten, gilt der Verzehr von Gemüse aus den Zürcher Familiengärten als unbedenklich.

3. Aufnahme von Blei bodenessende Kleinkinder

Der FAO/WHO-Wert für die tolerierbare Aufnahme von Blei liegt bei $25 \mu\text{g} / \text{kg}$ Körpergewicht / Woche. Das Bodenessen durch Kleinkinder erwies sich als der einzige relevante Transferpfad für den Übergang von Blei aus dem Boden in den menschlichen Körper (FaBo et al., 1994).

Abb. 2: Aufnahmeraten von Blei durch Bodenessen

Durchschnittliche tägliche Aufnahmeraten von Blei ($\mu\text{g} / \text{kg}$ Körpergewicht / Tag), ausgehend von den gemessenen Totalgehalten (VSB₀) im Boden. Aufnahmeraten durch die Nahrung nach ZIMMERLI et al. (1991).



Für die Modellrechnung (Abb. 2) wurden die folgenden Annahmen getroffen:

- Durchschnittliche Bodenaufnahme: $0,5 \text{ g} / \text{Tag}$
- Aufenthaltshäufigkeit in den Gärten: $1 \text{ Tag} / \text{Woche}$

d.h. die Kinder essen 1 Tag in der Woche Boden aus den Familiengärten und 6 Tage in der Woche einen durchschnittlich belasteten Siedlungsboden (Basis: Durchschnittswerte Rasternetz, FaBo ZH, 1993).

- Durchschnittliches Körpergewicht: 15 kg
- Durchschnittliche Blei-Aufnahmeraten über die Nahrung gemäss dem Dritten Schweizerischen Ernährungsbericht (ERARD und SIEBER, 1991 und ZIMMERLI et al., 1991)

Abb. 2 zeigt die durchschnittlichen täglichen Aufnahme­raten von Blei, ausgehend von den höchsten und den mittleren gemessenen Totalgehalten im Boden. Zum Vergleich werden die Aufnahme­raten für Kinder, welche nur mit Siedlungsböden Kontakt haben, aufgeführt.

Bei den oben gemachten Annahmen wird oberhalb des Boden-Total­gehaltes an Blei von 370 ppm die gemäss FAO/WHO tolerierbare Aufnahme­rate von 25 µg Blei / kg Körpergewicht / Woche (entspricht 3,6 µg / kg Körpergewicht / Tag) überschritten. 13 % der Böden in den stadt­zürcher Familiengärten liegen über dieser Limite.

Erhöhte Blei-Total­gehalte in den Böden der Familiengärten können zu kritischen Blei-Aufnahme­raten der Kleinkinder führen. Familiengärten eignen sich nicht als Spielplatz und Aufenthaltsort für Kleinkinder.

Bei einer mittleren täglichen Bodenaufnahme durch Kleinkinder von 1 g statt 0.5 g, wie sie in der Fachliteratur (RUCK, 1990) dokumentiert ist, wird die tolerierbare Aufnahme­rate von Blei bereits bei Boden-Total­gehalten von 50 ppm überschritten. Über 90 % der Böden in den stadt­zürcher Familiengärten wie auch zahlreiche Siedlungsböden haben Blei-Total­gehalte über 50 ppm.

4. Folgerungen

- Trotz hoher Schwermetallbelastungen der Böden wird die unveränderte Weiternutzung der stadt­zürcher Familiengärten nicht in Frage gestellt. Auch für hundertprozentige Selbst­versorger ergibt sich kein erhöhtes Risiko durch den Verzehr der Gartenprodukte.
- Kleinkinder unter sechs Jahren sollen in den Gärten möglichst nicht oder zumindest nicht unbeaufsichtigt spielen. Grössere Kinder sind entsprechend aufzuklären. Die Familiengärten verlieren dadurch einen Teil ihrer sozialen Funktion.
- Bei Aufgabe der gärtnerischen Nutzung besteht ein Risiko der erhöhten Mobilisierung der Schadstoffe durch Abbau der reichlich vorhandenen organischen Substanz.
- Bei Bauvorhaben sind bezüglich der Verwendung des abgeschälten Oberbodens die Vorschriften der VSBo-Mitteilung Nr. 4 und der TVA zu beachten.

Bezüglich der ausführlichen Darstellung der Ergebnisse und der Folgerungen wird auf den entsprechenden Originalbericht verwiesen (FaBo ZH et al., 1994).

5. Quellen

Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (BUWAL und FAC), 1993: Verwertung von abgeschältem Oberboden. Mitteilung Nr. 4 zum qualitativen Bodenschutz und zur Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo). Bern, 15 pp.

ERARD und SIEBER, 1991: Verbrauch und angenäherter Verzehr von Lebensmitteln in der Schweiz. In: Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG): Dritter Schweizerischer Ernährungsbericht, pp. 31-40.

Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich (FaBo ZH), Kantonales Labor Zürich, Liegenschaftsverwaltung der Stadt Zürich und Niederer + Pozzi, 1994: Boden- und Pflanzenuntersuchungen in Familiengärten der Stadt Zürich. 51 pp. + Beilagen.

Fachstelle Bodenschutz des Kantons Zürich (FaBo ZH), 1993: Schadstoffbelastung des Bodens im Kanton Zürich. Resultate des kantonalen Bodenrasternetzes 1989. 40 pp. 2. korrigierte Auflage.

RUCK, A., 1990: Bodenaufnahme durch Kinder, Abschätzungen und Annahmen. In: ROSENKRANZ, D. et al., 1993: Ergänzbare Handbuch der Massnahmen und Empfehlungen für Schutz, Pflege und Sanierung von Böden, Landschaft und Grundwasser. 22 pp. (Register-Nr. 3520).

ZIMMERLI, B., E. BOSSHARD und K. KNUTTI, 1991: Nichtessentielle "toxische" Spurenelemente. In: Bundesamt für Gesundheitswesen (BAG): Dritter Schweizerischer Ernährungsbericht, pp. 149-162.

6. Résumé

La teneur en métaux lourds de 120 échantillons de sol ainsi que de 78 échantillons de légumes en provenance des jardins de famille de la ville de Zürich ont été analysés. Le transfert des métaux lourds des sols dans la chaîne alimentaire a été examiné.

Le cadmium atteint le corps humain par la voie de transfert préférentielle sol - plante - nourriture végétale - homme. Le plomb par contre est assimilé en quantités importantes par les enfants qui mangent de la terre.

Même si l'on présume de consommer exclusivement des légumes des jardins contaminés, ce qu'il est peu probable, la dose de 7 µg cadmium / kg poids du corps / semaine tolérée par la FAO/OMS n'est pas atteinte, ceci également en combinaison avec d'autres facteurs de risque.

Selon la variations des hypothèses concernant les quantités mangées de terre et la fréquence des séjours dans les jardins, à partir des teneurs totales de 50 à 370 ppm dans les sols la quantité assimilée par les enfants dépasse la dose de 25 µg plomb / kg poids du corps / semaine tolérée par la FAO/OMS.

Malgré les contaminations sévères des sols par les métaux lourds, l'utilisation des jardins zürchois en tant que jardins de famille n'est pas mise en question. Ces jardins par contre ne conviennent pas comme endroit de séjour ou terrain de jeux pour les enfants et perdent ainsi une partie de leur fonction sociale.

En cas d'abandon de l'exploitation jardinière, une mobilisation intense des métaux lourds suite à la minéralisation de la matière organique abondante est probable.

En cas de projets de construction sur ces sites des jardins contaminés, la réglementation selon l'information No 4 (Osol) et selon l'ODT est à respecter pour réutiliser les matériaux terreux.

Heavy metal transfer through a soil-grassland system after sewage sludge application.

C. KELLER^{1,2}, S.P. McGRATH¹ & N.C. SMITH¹

¹ IACR-Rothamsted, Soil Science Department, Harpenden, Herts., AL5 2JQ, UK.

² Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Institute of Terrestrial Ecology, Soil Protection, CH-8952 Schlieren.

Summary

The fate of some heavy metals (Zn and Cd) and nitrate is studied in tension-free lysimeters in a brown soil-meadow system to which sewage sludge was applied. Heavy metal leaching (soluble and particulate forms) and uptake by the grass are followed during one year. The main output is the grass, but the total offtake is very low. The particulate fraction could be responsible for part of the heavy metals transfer through the soil.

1. Introduction

In the UK, 55% of the sewage sludge produced is applied to land. This amount is likely to become larger: in 1991, 30% of 11.10⁵ t of dry matter sewage sludge produced per year were dumped in the sea (McGRATH *et al.*, 1994), but by 1998, disposal of sewage sludge in the sea will be banned.

In order to determine whether there is any risk of groundwater contamination or plant toxicity, we have followed the fate of some heavy metals in a brown soil-meadow system after sewage sludge application.

2. Material & methods

Ten cores of a brown ferruginous loamy sand (Cottenham Series) located at Woburn (UK) were taken from a trench and set as tension-free lysimeters with grass growing on them (permanent grassland) in autumn 1994 (Figure 1). The soil leachates were regularly collected after the rain between the 30th of January and the 22nd of November 1995 and the grass was cut the 23rd of May. They were treated with 100 or 400m³/ha of a fairly contaminated sewage sludge (3% dry matter) (Table 1) the 20th of April. The samples were analysed for total Cd, Zn, major cations and anions. Mass balances were calculated (29.4.95-10.10.95). The particulate fraction (>0.22 µm) of the soil leachates was studied by TEM and analysed for heavy metals.

Table 1: Cd and Zn concentrations in the soil and the sewage sludge and input of Cd and Zn to the soil for the two treatments.

Treatment in t DM/ha	Soil	Sewage sludge		Input to the soil	
	0-20 cm	Concentration in ppm		in g/ha	
				3 ¹	12 ¹
pH	6.2	7.2			
Zn	51	1370	4000 ²	4100 ³	16400 ³
Cd	0.3	4.7	40 ²	14 ³	56 ³

¹ Average in UK: 8t DM/ha.yr

² Maximum permitted, Commission of the European Communities, 1986

³ Below the EC limits

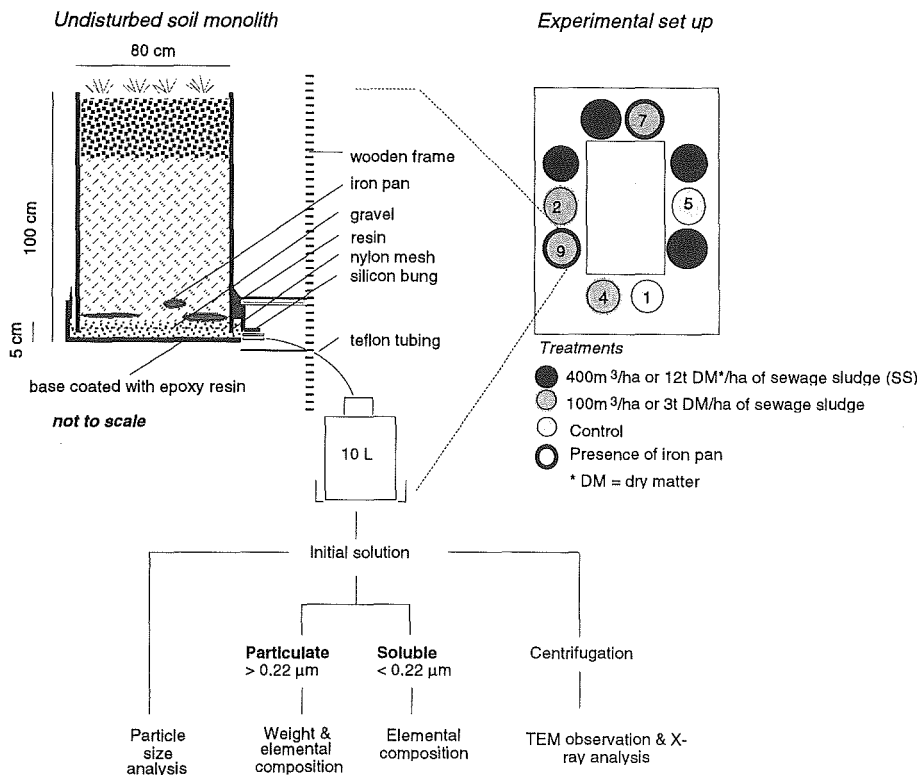


Figure 1: Description of the lysimeter experiment and treatment of the soil leachates.

3. Results & discussion

3.1 Effect of the sewage sludge application on the plants

Both treatments resulted in higher biomass (fertilizing effect), higher concentrations of most of the elements in the grass (Table 2) and as a consequence higher total uptake and reduced water losses at the bottom of the lysimeters.

Table 2: Yield and Cd and Zn concentrations of the grass cut the 20th of May 1995, for the two treatments and the control.

	Yield t DM/ha	Cd mg/kg DM	Zn mg/kg DM
Control	1.3 ± 0.4	0.46 ± 0.06	13 ± 2
3t/ha SS	3.4 ± 0.4	0.35 ± 0.15	22 ± 2
12t/ha SS	4.0 ± 0.8	1.08 ± 0.12	32 ± 1

3.2 Effect of the sewage sludge application on the soil

There was no significant heavy metal leaching from the soil and no heavy metal in solution (<0.22µm). The concentration of Zn and Cd in the particulate fraction of the soil leachates varied a lot through time and between lysimeters (not shown).

Nitrate and chloride were only leached out from the highest treatment. They are tracers of the sewage sludge (Figure 2); but whereas they received the same treatment, the response of the 4 lysimeters was different on the time scale. Lysimeters 8 & 10 started leaching earlier than L3 and L6. They never reached the same total cumulated amount of NO_3^- and Cl^- . Lysimeters 8 and 10 had also larger organic carbon and particulate matter concentrations in solution.

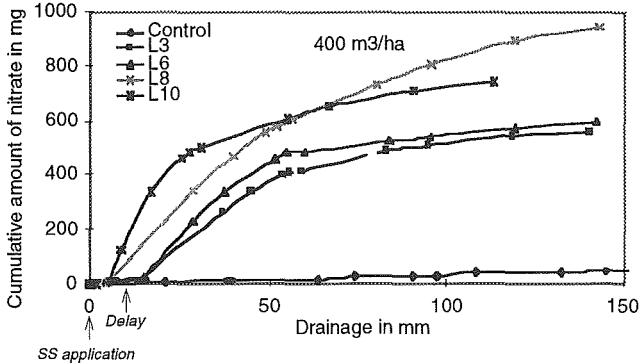


Figure 2: Cumulative amount of nitrate versus cumulative drainage after sewage sludge application (control and $400\text{m}^3/\text{ha}$).

The reaction of the system (leaching from the soil) to the sewage sludge input was quite slow (4 months). This can be related to the climatic conditions in 1995: very dry spring and summer and heavy rains in September.

3.3 Mass balance

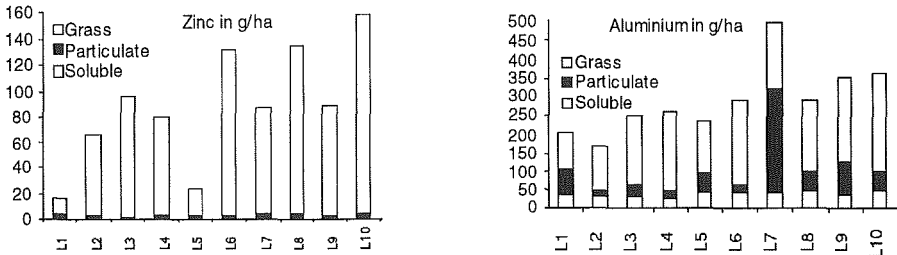


Figure 3: Offtakes in g/ha of Zn and Al between the 29th of April and the 10th of October 1995 for the ten lysimeters.

The offtake by the grass is the most important output: up to 2% for Zn and 0.5% for Al of the input by the sludge (Figure 3).

Soil and soil solution pH were always between 7.2 and 7.6. This might have prevented heavy metal mobilisation and leaching. In this context the particulate matter appeared as a possible carrier for heavy metals: the percentage of each element leached out with the PM ranged from 0% (for Ca, S and Na) to nearly 100% for Fe (Figure 4) of the total exported by the lysimetric waters. For most of the heavy metals this percentage was between 20 and 55%.

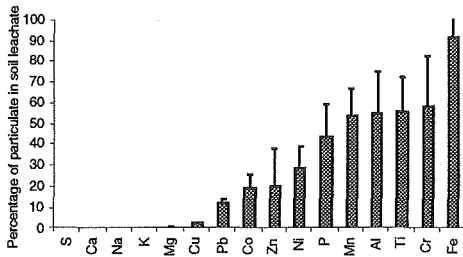


Figure 4: Percentage of element in particulate form in the total amount leached with the lysimetric waters (Jan. 95-Jan. 96).

3.4 Nature of the particulate matter (PM)

This was composed of clay minerals and oxides. Its composition seemed to vary through time, but for a given lysimeter the size of the particles were rather constant: most of the particles were smaller than 10 μm , with maxima around 4, 7 and 0.4 μm . Thus their composition together with their size make them good candidates for heavy metal binding.

These characteristics however are difficult to interpret in terms of particle origin: the composition can be related to that of the subsoil, but the amount of PM is also correlated with the dissolved organic carbon, and some protist scales have been found both in the topsoil and the soil solutions (KELLER, 1997). These particles might thus originate from different depths.

As a general rule, the dissolved organic carbon (DOC) concentration seemed to be correlated to the PM concentration in solution. However this relationship was less obvious for L8 and 10. Again, this could mean that soil solution pathways were different between the 2 sets of lysimeters (L8/L10 and L3/L6): in the case of L8 and L10 bypass flows might have allowed larger and quicker transfer of PM, DOC, nitrate and chloride through the soil and thus would explain the mixed origin of the particulate matter.

4. Conclusions

Losses through the soil were very low for all the elements except nitrate and chloride: in this case there was neither groundwater contamination by heavy metals nor plant toxicity.

Grass was the main output for heavy metals: up to 2% of the Zn input.

The particulate matter can be a carrier for heavy metal transport: it accounts for 20 to 55% of the heavy metal transfer through the soil.

The reaction of the system is low (4 months to go back to the initial state). Even in this homogeneous sandy soil, preferential flow pathways are significant for element transfer: the faster NO_3^- and Cl^- release is related to larger organic carbon and PM contents in the soil leachates. Most of the models predicting leaching from fertilization do not take this process into account.

Acknowledgements

This work is part of the project n° 8220-040105 granted by the Swiss National Research Foundation.

References

- KELLER, C. (1997). Microscopic mineral particles of biological origin in soil solutions. *European Journal of Soil Science*, **48**(2), in press.
- McGRATH, S.P., CHANG, A.C., PAGE, A.L. & WITTER, E. (1994). Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and the United States. *Environ. Rev.*, **2**:108-118.

AUSWIRKUNGEN VON SCHWERMETALLBELASTUNGEN IM BODEN AUF KULTURPFLANZEN: FALLSTUDIE

Thomas Schmid und Thomas Wegelin

Fachstelle Bodenschutz Kanton Zürich, Walchetur, 8090 Zürich

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Auf einer landwirtschaftlich genutzten Parzelle wurden hohe Chrom- und Zink-Belastungen im Boden festgestellt, die sich auch in Form von Wachstumsstörungen bei den angebauten Kulturpflanzen äusserten. An den Kulturen Wintergerste (Sortengemisch Baraka, Manitou, Plaisant) Winterweizen (Arina) und Kunstwiese (Klee- Grasmischung) wurden die Auswirkungen genauer untersucht. Zur Abklärung des Handlungsbedarfes wurde in Zusammenarbeit mit den zuständigen kantonalen Amtsstellen Gefährdungsabschätzungen bezüglich der Schutzgüter Mensch, Tier, Pflanze, Grundwasser und Boden vorgenommen.

The analysis of cultivated plots shows extreme concentrations of chrome and zinc. A symptom of this concentration is the disturbance of growth of the cultivated plants. The study specially examines winter wheat (Arina), winter barley (mixture of Baraka, Manitou, Plaisant) and meadows (mixture of clover and grass). In cooperation with the appropriate authority of the canton estimations of the danger concerning human beings, animals, useful plants, ground water and soil were made in order to clarify the need of action.

1. EINLEITUNG

Die Fachstelle Bodenschutz wurde zur Beurteilung einer landwirtschaftlich genutzten Parzelle mit Wachstumsstörungen bei Kulturpflanzen beigezogen. Nährstoffmangel beziehungsweise allfällige Bodenverdichtungen konnten ausgeschlossen werden. Als Ursache der Wachstumsstörungen vermutete man eine Bodenbelastung mit Schwermetallen, die wahrscheinlich durch das Ausbringen von Abwässern einer Gerberei verursacht wurde.

2. GRUNDLAGEN UND METHODEN

2.1 Belastungsfläche, Probenahme, Probenaufbereitung und Analytik des Bodens

Die drei betroffenen Stellen innerhalb der Parzelle weisen eine Fläche von 10 Aren auf. Zur Abklärung der Höhe der Belastung und zur Klärung der Ursache wurden je eine Mischprobe aus den belasteten Stellen und einer Referenzfläche innerhalb derselben Parzelle entnommen. Probenahme und Probenaufbereitung erfolgten gemäss der entsprechenden Wegleitung des Bundes (BUWAL/FAC 1987/89). Die chemischen Analysen der Bodenproben wurden gemäss Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo) beziehungsweise Methodenhandbuch FAC (1989) durchgeführt.

2.2 Ertragerhebungen, Probenahme und Analytik der Pflanzen

Gerste und Weizen

Zur Ermittlung der Erträge von Wintergerste (Sortengemisch je 1/3 Baraka, Manitou, Plaisant) und Winterweizen (Arina) wurde auf den belasteten Flächen je eine Are mit dem Mähdescher abgeerntet. Die Erträge der unbelasteten Flächen wurden bei der Ernte ebenfalls bestimmt.

Zur Untersuchung der Schwermetalle in den Pflanzen wurde von den gedroschenen Körnern der belasteten und unbelasteten Flächen jeweils eine Durchschnittsprobe von ca. einem Kilogramm entnommen. Davon wurde anschliessend das Hektolitergewicht und die Feuchtigkeit bestimmt.

Kunstwiese

Zur Ertragsmittlung der Kunstwiese wurde von der belasteten und der unbelasteten Fläche je ein Quadratmeter abgeerntet, bei 105 °C getrocknet und gewogen.

Zur Untersuchung der Schwermetalle im Gras (Frischsubstanz) wurden auf den belasteten und unbelasteten Kunstwiesenflächen jeweils eine Mischprobe von ca. zwei Kilogramm Gras aus 14 bis 16 Entnahmepunkten zusammengestellt.

Analytik der Pflanzen

Alle Pflanzenproben wurden durch das Kantonale Labor Zürich ungewaschen aufbereitet (interne Labormethode) und nach dem Schweizerischen Lebensmittelbuch, Kap. 45 Spurenelemente (BAG 1989) analysiert.

2.3 Beurteilungsmassstäbe

Boden

Die Beurteilung der Schwermetallgehalte im Boden erfolgte anhand der Richtwerte der Verordnung über Schadstoffe im Boden, der VSBo-Mitteilung Nr. 4 (BUWAL/FAC, 1993), der Eidgenössischen Technischen Verordnung über Abfälle (TVA) und dem Median der Messwerte landwirtschaftlich genutzter Flächen aus dem Zürcher Rasternetz (FaBo, 1989).

Pflanzen

Zur Beurteilung der Schwermetallgehalte in den Pflanzen dienten, soweit vorhanden, Erfahrungswerte des Kantonalen Labors Zürich.

3. ERGEBNISSE UND BEURTEILUNG

3.1 Bodenuntersuchungen

Totale und lösliche Gehalte

Die relevanten Schwermetalle der belasteten Flächen sind vor allem Chrom und Zink (Tabelle 1).

Tabelle 1: Bodenanalysen Totalgehalte [2M HNO₃]

Standort- Nummer	Probenahmetiefe [cm]	Pb [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]
1	0 bis 20	49.0	0.90	1007.0	27.0	986.0
	20 bis 40	31.4	0.65	473.0	19.3	710.0
	40 bis 60	15.5	0.19	116.0	10.6	196.0
2	0 bis 20	42.9	0.86	786.0	19.2	873.0
3	0 bis 20	34.4	0.59	379.0	19.7	561.0
Referenz	0 bis 20	24.2	0.30	43.1	23.8	73.4
VSBo-Richtwert		50	0.80	75	50	200
Kategorie II (VSBo-Mitteilung Nr. 4)		300	2	200	100	350
Median Landwirtschaft		29.5	0.36	30.7	24.6	62.1
Rasternetz Kanton Zürich						

Sowohl die Totalgehalte als auch die löslichen Gehalte (Tabelle 2) liegen teilweise um ein Mehrfaches über den entsprechenden Richtwerten gemäss VSBo. Die Werte der Referenzfläche liegen im Bereich der Mediane landwirtschaftlich genutzter Flächen im Kanton Zürich.

Bodenkenngrössen

Alle Standorte weisen tiefe pH-Werte und tiefe effektive Kationenaustauschkapazitäten (KAKeff.) auf (Tabelle 2). Beide Parameter liegen bei allen Proben deutlich unter den Vergleichswerten aus dem Zürcher Rasternetz.

Tabelle 2: Bodenanalysen lösliche Gehalte [0,1M NaNO₃] und Bodeneigenschaften

Standort- Nummer	Probenahmetiefe [cm]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Zn [mg/kg]	pH-Wert CaCl ₂	KAK eff. [mval/100g Boden]
1	0 bis 20	0.0056	0.066	22.5	5.3	12.6
	20 bis 40	0.0030	0.020	20.0	5.7	-
	40 bis 60	< 0.002	0.008	3.2	5.6	7.8
2	0 bis 20	0.0104	0.070	66.5	4.7	9.6
3	0 bis 20	0.0109	0.027	35.7	4.8	10.0
Referenz	0 bis 20	0.0032	0.005	0.6	5.1	10.5
VSBo-Richtwert		0.03	-	0.5		
Kategorie II (VSBo-Mitteilung Nr. 4)		0.05	0.06	1		
Median Landwirtschaft		ca. 0.001	-	ca. 0.1	ca. 6.8	ca. 19
Rasternetz Kanton Zürich						

3.2 Ertragshebungen, Pflanzenuntersuchungen und Wachstumsstörungen

Ertragshebungen

Basierend auf den untersuchten Flächen ist je nach Kultur mit durchschnittlichen Ertragseinbussen zwischen 50 und 75 % zu rechnen (Tabelle 3).

Tabelle 3: Ertragshebungen auf den belasteten und unbelasteten Flächen umgerechnet auf 88 % Trockensubstanz (TS)

Kulturpflanze	Sorte(n)	Hektolitergewicht		Ertrag			
		belastet [kg/hl]	unbelastet [kg/hl]	belastet [kg TS/Are]	unbelastet [in %]	belastet [kg TS/Are]	unbelastet [in %]
Wintergerste (Körner)	je 1/3 Baraka, Manitou, Plaisant	60	61	36.5	48.0	76.1	100
Winterweizen (Körner)	Arina	77	83	16.7	23.3	71.6	100
Kunstwiese (ein Schnitt)	-	-	-	19.1	38.7	49.3	100

Pflanzenuntersuchungen

Die Zink-Gehalte sind in allen Proben deutlich erhöht (Durchschnitt ca. 30 mg/kg für Gerste, meist unter 10 mg/kg für Gras, 20 - 50 mg/kg für Weizen). Die Gehalte an Chrom und Kupfer sind in Weizen und Gerste nicht auffällig, allerdings fehlen genügend Vergleichsuntersuchungen. Im Gras scheint der Gehalt an Chrom und Kupfer höchstens leicht erhöht. Auch hier sind aber keine gesicherten Aussagen möglich. Gemäss Kantonalem Labor Zürich zeigen die Schwermetallgehalte der

untersuchten Nahrungs- (Weizen) und Futtermittel (Gerste, Kunstwiese) keine erhöhten Werte für Blei und Cadmium (Tabelle 4).

Tabelle 4: Pflanzenanalysen (beim Getreide beziehen sich die Resultate auf die ungetrockneten Körner, bei den Grasproben auf die Frischsubstanz)

Kulturpflanze	Standort	Pb [mg/kg]	Cd [mg/kg]	Cr [mg/kg]	Cu [mg/kg]	Zn [mg/kg]
Gerste 1)	belastet	0.05	0.04	0.20	4.7	236
	unbelastet	0.06	0.01	< 0.1	6.6	55
Weizen	belastet	0.04	0.08	0.15	6.7	172
	unbelastet	0.03	0.05	< 0.1	7.6	57
Kunstwiese 2)	belastet	0.08	0.02	0.15	2.9	108
	unbelastet	0.06	0.01	< 0.1	2.0	46

1) Gerstenkörner mit Spelzen

2) Trockensubstanz belastete Probe 19.9 %
unbelastete Probe 15.2 %

Wachstumsstörungen

Die auf den belasteten Flächen angebauten Kulturpflanzen zeigten nach Aussagen der Bewirtschafter in den vergangenen Jahren folgende Wachstumsstörungen (Tabelle 5):

Tabelle 5: Beobachtete Wachstumsstörungen bei Kulturpflanzen auf belasteten Flächen

Kultur	Stadium	Beschreibung
Gerste	Keimling ca. 3-Blatt Ernte	läuft normal auf (Nährstoffe aus Keimling) wird gelb und stirbt teilweise ganz ab deutlich kleinere Pflanzen, lockerer Bestand
Hafer		erträgt Schwermetallbelastung von allen Kulturen am besten; keine offensichtlichen Ertragseinbussen
Weizen	Keimling ca. 3-Blatt Ernte	läuft normal auf wird gelb und stirbt teilweise ganz ab deutlich kleinere Pflanzen, lockerer Bestand
Mais		erreicht nicht normale Höhe
Raps	Keimling Ernte	läuft bereits schlecht auf und stirbt praktisch vollständig ab praktisch kein Ertrag
Kartoffeln		Kümmervuchs
Futtermühen		laufen auf und sterben allmählich ab „verpflanzte“ Setzlinge sterben ebenfalls wieder ab
Wicken- Hafermischung		Wicken sterben ab; Hafer wächst
Kunstwiese		Klee (Rot- und Weissklee) stirbt praktisch vollständig ab; die Gräser weisen einen deutlich geringeren Wuchs auf



Auswirkungen der Schwermetallgehalte im Boden (v.a. Zink) auf das Wachstum der Wintergerste (links unbelastet, rechts belastet; Foto Mitte April 1996)

4. GEFÄHRDUNGSABSCHÄTZUNG UND MASSNAHMEN

4.1 Gefährdungsabschätzung

Zur Abklärung des Handlungsbedarfes wurde in Zusammenarbeit mit den zuständigen kantonalen Amtsstellen eine Gefährdungsabschätzung bezüglich den Schutzgütern Mensch, Tier, Pflanze, Grundwasser und Boden vorgenommen.

Unter den aktuellen Nutzungsverhältnissen kann eine Gefährdung für Mensch und Tier praktisch ausgeschlossen werden. Da eine Grundwasser-Gefährdung aufgrund der vorliegenden Bodenanalysen nicht ausgeschlossen werden konnte, wurden die in der Nähe liegenden Grundwasser-Pumpwerke auf die kritischen Parameter Chrom und Zink untersucht. Dabei konnten im Grundwasser keine erhöhten Schwermetallbelastungen festgestellt werden. Nach Aussage der zuständigen Amtsstelle ist aus heutiger Sicht nicht mit einer Gefährdung des Grundwassers zu rechnen. Hingegen sind die Kulturpflanzen (Pflanzenwachstum, Ertrag) und der Boden selbst (Bodenorganismen) durch die löslichen Schwermetallgehalte stark beeinträchtigt.

4.2 Massnahmen

Aufgrund der Gefährdungsabschätzung und der aktuell gültigen Rechtslage ergibt sich folgender Handlungsbedarf:

- keine Sofortmassnahmen wie z.B. unverzügliche Nutzungsänderung, Abschränkung der belasteten Fläche oder Bodenaustausch
- gezielte und, dosierte Kalkung der betroffenen Flächen zur Erhöhung des pH-Wertes und zur Reduzierung des löslichen Anteiles der vorhandenen Schwermetalle im Boden
- Bodenüberwachung: Der pH-Wert ist periodisch zu überprüfen
- Allfällige Bodenverschiebungen aus der Parzelle müssen gemäss der VSBo-Mitteilung Nr. 4 erfolgen. Dies bedeutet, dass insbesondere das Bodenmaterial der belasteten Flächen andernorts nicht wiederverwendet werden darf, sondern gemäss der Eidg. Technischen Verordnung über Abfälle entsorgt werden muss.
- Die belasteten Flächen dürfen nicht mit zugeführtem, unbelastetem Bodenmaterial überschüttet werden, damit eine Verunreinigung von unkontaminiertem Bodenmaterial verhindert wird.

Allfällige weiterführende Massnahmen wie Immobilisierung der löslichen Schadstoffe, Nutzungsänderung oder gar Bodenaustausch sind Gegenstand der Verhandlungen mit den betroffenen Parteien. Unter Berücksichtigung der Kosten und der in Kürze ändernden rechtlichen Grundlagen (Revision Umweltschutzgesetz) soll ein verhältnismässiges und für alle beteiligten Parteien befriedigendes Vorgehen festgelegt werden.

5. LITERATUR

- Bundesamt für Gesundheit (BAG), 1989: Schweizerisches Lebensmittelbuch, 2. Band, Kap. 45 Spurenelemente; bearbeitet von der Subkommission 14a, Stand August 1993. Bern.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (BUWAL/ FAC), 1993: Verwertung von abgeschältem Oberboden Mitteilung Nr. 4 zum qualitativen Bodenschutz und zur VSBo. Bern, 15 S.
- Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft und Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (BUWAL/ FAC), 1987/89: Wegleitung für die Probenahme und Analyse von Schadstoffen im Boden. Bern, 23 S.
- Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC), 1989: Methoden für Bodenuntersuchungen. Schriftenreihe FAC Liebefeld Nr. 5, 266 S.
- Fachstelle Bodenschutz im Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich (FaBo), 1989: Schadstoffbelastung des Bodens im Kanton Zürich. Resultate des kantonalen Bodennetzes. Zürich, 40 S. 2. korrigierte Auflage 1993.
- Schweiz. Bundesrat, 1990: Eidg. Technische Verordnung über Abfälle (TVA). Bern, SR 814.015.
- Schweiz. Bundesrat, 1986: Eidg. Verordnung über Schadstoffe im Boden (VSBo). Bern, SR 814.12.

Blei in städtischen Hausgärten

Reto Affolter und Franz Borer

Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn, Abteilung Bodenschutz
Baselstrasse 77, 4509 Solothurn

Résumé

Du plomb dans des jardins potagers urbains

L'été passé la section de la protection des sols du service de la protection de l'environnement du canton de Soleure a fait analyser des échantillons de sols et de plantes provenant de 79 jardins potagers d'une ville. La teneur en métaux lourds (Pb, Cd, Cu et Zn) a été analysée ainsi que celle de quelques polluants organiques (CAP). Il s'est avéré que parmi les métaux lourds, la teneur en plomb pose les problèmes les plus importants. Dans 38% des cas, la valeur d'alerte et dans trois cas la valeur d'assainissement d'après l'Osol (en révision) sont dépassées. Les plus grandes charges ont été décelées surtout dans les vieux jardins.

Le plomb est considéré comme étant peu disponible pour les plantes. Toutefois nous avons trouvé sporadiquement de teneurs très élevées en plomb dans des échantillons de laitues pommées. Une étude de la station Fédérale de Recherches Agronomiques de Changins a elle aussi révélé de teneurs très élevées en plomb dans des laitues. S'agirait-il dans ces cas d'anomalies dans la mesure où le plomb est absorbé activement par la plante? Pour une estimation des risques possibles, il faudra procéder à d'autres analyses.

Einleitung

Seit einiger Zeit liegen diverse Untersuchungen über die Schwermetallbelastung von Böden und Pflanzen in Familiengärten verschiedener Schweizer Städte vor, welche aufzeigen, dass vor allem die Böden zum Teil sehr stark belastet sein können. Mit dem Inkrafttreten des revidierten Umweltschutzgesetzes (USG_{rev}) auf Mitte 1997 erfährt der stoffliche Bodenschutz mehrere Erweiterungen; insbesondere sind neu Massnahmen zur Abwehr einer Gefährdung von Mensch, Tier und Pflanze bei bereits belasteten Böden vorgesehen. Die Massnahmen des Quellenstopps werden durch Nutzungseinschränkungen und Sanierungen ergänzt (Art. 34 USG_{rev}). Zur Beurteilung der Bodenbelastung werden auf Verordnungsebene neben den Richtwerten neu nutzungs- und schutzgutspezifische Prüf- und Sanierungswerte eingeführt. Die von den Kantonen seit längerem geforderten Beurteilungsgrundlagen für belastete Böden sind nun in Ausarbeitung, und bezüglich der Nutzung in schadstoffbelasteten Gärten können klarere Aussagen gemacht werden.

Die Untersuchungen

Die Abteilung Bodenschutz des Amtes für Umweltschutz des Kantons Solothurn untersuchte vergangenen Sommer die Gemüsebeete 79 städtischer Hausgärten auf die Schwermetalle Blei, Cadmium, Kupfer und Zink. Die Auswertungen sind noch im Gange. Bei den berücksichtigten Flächen handelt es sich ausschliesslich um **Hausgärten**, dies im Gegensatz zu den meisten anderen Untersuchungen, die sich mit Familiengärten (Schreibergärten, Pünten) beschäftigten. In ausgesuchten Gärten wurden zusätzlich Grünflächen untersucht, Kompost- und Gemüseproben genommen. Ein Teil der Bodenproben wurde

auch auf organische Schadstoffe (PAK) untersucht. Mittels einer Fragebogenaktion wurden spezifische Garteneigenschaften und Bewirtschaftungspraktiken erkundet.

Resultate Böden

Die nachfolgenden Ausführungen konzentrieren sich auf das Schwermetall **Blei**, welches sich in den Hausgärten klar als Hauptproblem herausstellt. Die Böden der Gemüsebeete enthalten zum Teil sehr viel Blei. Die Richtwerte der geltenden Verordnung (VSBo) sind in 94% der Fälle überschritten. Aufgrund der im Entwurf der neuen Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) vorgeschlagenen (Boden-)Prüfwerte für Nahrungspflanzen und der Sanierungswerte für Haus-/Familiengärten kann eine differenzierte Einteilung vorgenommen werden (Abb. 1):

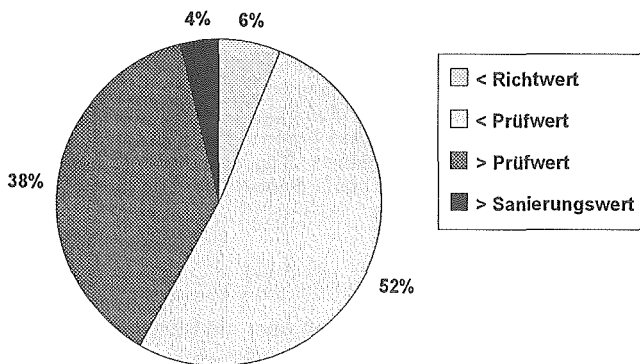


Abb. 1: Provisorische Einteilung der Gemüsebeete aufgrund der Blei-Totalgehalte im Boden gemäss neuer VBBo (Entwurf März 97)

In 38% der Fälle ist zusätzlich zum Richtwert auch der (prov.) Prüfwert von 200 ppm Blei (Totalgehalt TS) überschritten. In diesen Fällen muss von einer **möglichen Gefährdung** des Menschen ausgegangen werden, und die Kantone haben zu prüfen, ob eine konkrete Gefährdung vorliegt. Ist dies der Fall, so muss die Gefährdung mittels geeigneter **Nutzungseinschränkungen** beseitigt werden (Art. 8 VBBo).

In drei Gärten ist auch der (prov.) Sanierungswert von 1000 ppm Blei (Totalgehalt TS) im Gemüsebeet überschritten. Nach Art. 35 USG_{rev} ist in diesen Fällen die **Gefährdung gegeben**, und nach Art. 9 VBBo haben die Kantone die bestehende Nutzung zu verbieten oder eine **Sanierung** des Standortes anzuordnen.

Die Auswertung der Fragebögen zeigt gewisse Zusammenhänge zwischen Bewirtschaftungsdauer resp. -praktiken und der Bleibelastung der Gartenbeete auf: So lässt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem **Alter der Gärten** (Liegeigenschaften) und den Bleigehalten der Gemüsebeete feststellen. Prüfwertüberschreitungen treten fast ausschliesslich in Gärten älter als etwa 50 Jahre auf. Tendenziell erhöhend auf die Bleigehalte wirken sich folgende (jahrelangen) **Bewirtschaftungspraktiken** aus: Verwendung

von Holzasche als Kalidünger, Nutzung von Dachwasser als Giesswasser und (Über-) Dosierung von Kompost. Asche wird in 30% der untersuchten Gärten eingesetzt und häufig auch dem Kompost beigemischt. Gemäss einer Untersuchung (BUWAL/OFEFP 1996) können Aschen von Rest- und Altholz extrem hohe Schwermetallgehalte aufweisen.

Blei in Kopfsalaten?

Welche Auswirkungen auf die Nutzpflanzen sind nun aufgrund der beschriebenen Bleibelastung der Böden zu erwarten? In 20 Gärten wurden vertiefte Untersuchungen vorgenommen; unter anderem wurde der **lösliche Bleigehalt** bestimmt, welcher aber in allen Fällen unter der Nachweisgrenze lag. Dies ist aufgrund der in Gartenböden üblichen hohen pH-Werte und Humusanteile keine Überraschung.

In den erwähnten Gärten wurden auch Proben von **Kopfsalat** (*lactuca sativa*) entnommen und auf ihre Gehalte an Schwermetallen untersucht. Infolge unglücklicher Umstände bei Probenlagerung und Aufbereitung konnten die Salate nur schlecht von anhaftendem Bodenmaterial gesäubert werden und müssen daher als "ungewaschen" betrachtet werden. Die gemessenen Bleigehalte liegen zum Teil weit über dem Richtwert für Blattgemüse des deutschen Bundesgesundheitsamtes (16 ppm TS). In den meisten Fällen lässt sich dies durch die Kontamination mit belastetem Bodenmaterial erklären – in zwei Fällen allerdings nicht, wie Abb. 2 zeigt.

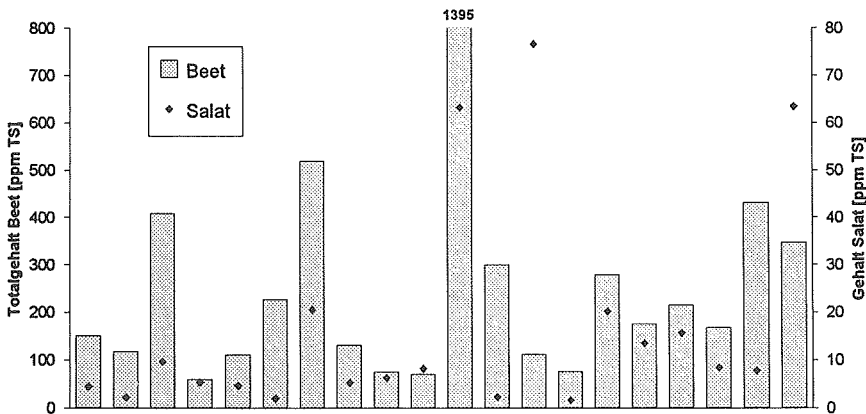


Abb. 2: Vergleich der Bleigehalte im Beet und in (ungewaschenen!) Kopfsalatproben

Eine Studie der eidgenössischen Forschungsanstalt für Pflanzenbau Changins (COULLERY 1996) stellte fest, dass in Kopfsalat teilweise sehr viel Blei akkumuliert wird; dies auf Böden, welche für Blei weder Richtwertüberschreitungen noch nachweisbare lösliche Gehalte aufweisen. Es wurden **grosse Gehaltsunterschiede** zwischen benachbarten Pflanzen registriert, an einem Standort beispielsweise reichten die Bleiwerte von 0.4 bis 108.5 ppm TS.

Es ist bekannt, dass die physiologischen Möglichkeiten von Pflanzen betreffend Nährstoffaufnahme sehr weit reichen können. Welche Bedeutung dies im Falle der "abnormen Blei-Akkumulierung" (bei Kopfsalat) hat, ist allerdings ungeklärt. COULLERY führt Froststress als mögliche Erklärung an. Handelt es sich um eine aktive Bleiaufnahme durch die Pflanze?

Für unser Beispiel der Hausgärten zeigt sich, dass aufgrund neutraler pH-Werte und hohem Humusgehalt allein nicht auf eine allgemein tiefe Pflanzenverfügbarkeit des Bleis geschlossen werden kann. Es stellt sich weiter die Frage, welche Effekte bei sehr hohen Blei-Totalgehalten zu erwarten sind. Zur Abschätzung einer möglichen Gefährdung drängen sich **weitere Untersuchungen** auf.

Schlussbemerkungen

Hausgärten erfüllen für den Menschen vielfältige Funktionen und haben zumeist eine lange Geschichte. Entsprechend vielfältig sind die Belastungsmuster, mit welchen wir heute als Nutzer konfrontiert sind. Die Gärten dienen als "erweiterter Wohnraum", gerade auch für **Kleinkinder**, für welche hochbelasteter Boden durchaus eine Gefahr darstellen kann. Hier wird auf diese Problematik nicht eingegangen; die Tatsache aber, dass Hausgärten unter Umständen sehr stark mit Blei belastet sind, lässt **Risikobetrachtungen**, wie sie in anderen Fällen vorgenommen wurden, in neuem Licht erscheinen: Bereits bei einer Aufenthaltsdauer von nur einem Tag pro Woche können beispielsweise einige Zürcher Familiengärten wegen der Bleigehalte der Böden nicht mehr als Aufenthaltsort für Kleinkinder empfohlen werden. Den Rest der Woche verbringen die Kinder dann "im Siedlungsgebiet".

Im weiteren sei auf die psychologische Belastung hingewiesen, die sich aus dem Wissen um einen "verschmutzten" Gartenboden ergibt. Ein Teil des menschlichen Wohnraums wurde **entwertet**, es stellen sich Fragen nach Ursachen, Verschulden und Abhilfe. Die Akteure des Bodenschutzes sind als Überbringer der mancherorts schlechten Neuigkeiten vor keine leichte Aufgabe gestellt.

Literatur

BUWAL/OFEFP, 1996: Verwertung und Beseitigung von Holzaschen. Schriftenreihe Umwelt Nr. 269.

COULLERY, P., 1996: Gestion des sols faiblement pollués par le Cd, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn. In: BUWAL/OFEFP, 1996: Soils pollués – métaux lourds et plantes bioindicatrices. Documents environnement No 58.

LIEGENSCHAFTSVERWALTUNG DER STADT ZÜRICH, FACHSTELLE BODENSCHUTZ KANTON ZÜRICH, NIEDERER + POZZI, 1994: Boden- und Pflanzenuntersuchungen in Familiengärten der Stadt Zürich.

VBo (Verordnung über Belastungen des Bodens). Entwurf 3/97 vom März 1997.

ZÄCH, Ch., 1996: Das neue Bodenschutzrecht. In: VUR (Vereinigung für Umweltrecht), 1996: Die Revision des Umweltschutzgesetzes. URP (Umweltrecht in der Praxis) 5/1.

Heavy Metals in Soils and Plants of Allotment Gardens in the City of Zurich (Switzerland)

T. Wegelin¹, B. Jenka², R. Etter³

¹Fachstelle Bodenschutz im Amt für Gewässerschutz des Kantons Zürich, Walchetur, CH-8090 Zürich

²Niederer+Pozzi, Environmental Management, CH-8037 Zurich

³Kantonales Labor, CH-8032, Zürich

Key Words: contaminated soil, heavy metals, vegetables, human health risk

Introduction

A study carried out in Zurich in 1992 indicated that heavy metal levels in soils of municipal allotment gardens were elevated above mean levels in the vicinity. Analysis of vegetables showed elevated concentrations of Cadmium in some cases [1].

A similar study has indicated that heavy metal concentrations tend to be elevated in soils of municipal gardens. This was attributed mostly to excessive use of fertilizers and crop protection products [2].

On account of these facts the City of Zurich commissioned the present study.

Objectives

- Determine heavy metal levels and variabilities, primarily of Pb, Cd, Cu, Hg, and Zn in soils of municipal garden areas in Zurich.
- Determine heavy metal levels in plants from these gardens.
- Determine the relationship between heavy metal concentrations (especially Cd) in soils and plants depending on pH, humus content and effective CEC.
- Assess the significance of elevated heavy metal levels in soils to the environment.
- Assess the significance of elevated heavy metal levels in soils and plants to human health.
- Identify causes of heavy metal contaminations.
- Work out recommendations for further measures, if necessary.

Materials and Methods

Sampling was carried out in 3 stages:

1. 120 samples of topsoil were taken in potato patches distributed evenly over five garden areas.
2. 50 potato samples were taken from patches with elevated Cd levels.
3. 27 vegetable samples (10 different vegetables) were taken from patches selected according to the Cd levels in potato patches on the same allotments. In addition, soil samples were taken in the same patches as the vegetable samples.

Analysis:

The soil samples were dried and prepared according to the (Swiss) Directions for Soil Sampling and Analysis. They were analyzed for Pb, Cd, Cu, Hg and Zn by AAS and ICP-MS.

The vegetable samples were washed and the edible parts homogenized. They were analyzed for Cd and Pb by AAS. Cu, Zn, Cr and Ni were extracted by High-Pressure Microwaves and analyzed by Flame-AAS. Quality control was effected by insertion of duplicates and reference samples.

Results and Discussion

The mean total concentrations of Pb, Cu and Zn of all soil samples are 118ppm, 58ppm and 221ppm respectively. They are 1.1 times to 2.4 times higher than the guide levels of the (Swiss) Ordinance Relating to Pollutants in Soil (VSB0)[3]. Mean concentrations of

Cd (.7ppm) and Hg (.4ppm) do not exceed the guide levels. Depending on the element, mean total concentrations are elevated 2-4 times above the mean values of a 2km-grid investigation carried out in the Canton of Zurich [4].

On 90% of all allotments the concentration of at least one element exceeds the guide level. The highest concentrations of Pb in soil exceed the guide level by a factor of 30 (Cd x 10, Cu x 5, Hg x 3, Zn x 5).

The soluble concentrations of all elements analyzed in soil are not elevated above the guide levels (VSBo).

Variability between garden areas as well as between adjacent allotments is considerable, whereas there is little variability between patches on the same allotment.

Input flux modeling showed that elevated mean concentrations in soils are attributed to long term use of fertilizers (compost, manure) and partly to atmospheric deposition (Cd). The highest concentrations can be explained by excessive use of fungicides and fertilizers (compost, sewage sludge, waste incineration slag) or deposition of contaminated soil.

Pb, Cd, Cu and Zn levels in plants are generally not elevated. Mean and maximum concentrations do not exceed the guide levels of the German Ministry of Health [5].

There is no evident relationship between total concentrations of Cd in soils and plants. Low soluble levels of heavy metals in soil result in low plant levels.

Assessment of Health Implications

Intake modeling showed that the World Health Organization (WHO) guide level for long term Cd intake [6] is not exceeded (assuming consumption of vegetables with maximum Cd levels according to average Swiss habits, in combination with other intake pathways, e.g. smoking).

However, Pb intake as a result of soil ingestion by children may exceed the tolerable weekly intake according to WHO. Cd, Cu, Hg and Zn intake by soil ingestion are not critical.

Recommendations

- Maintain the present utilization as gardens. Preserve the sorptive properties of the soils by means of appropriate cultivation.
- Minimize future heavy metal input by fertilizers and pesticides.
- Wash and peel all vegetables before eating.
- Gardeners are recommended not to let children under 6 years play unsupervised in the gardens.
- Observe soil conditions by means of periodic measurements.
- Include garden allotments in the future Soil Monitoring Program of the Canton of Zurich.

References

- [1] Fachstelle Bodenschutz im Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, Abfuhrwesen der Stadt Zürich und Niederer+Pozzi, 1992: Bodenuntersuchungen Zürich-Nord.
- [2] Fachstelle Bodenschutz im Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich und Stadt Winterthur, 1992: Der Einsatz von Hilfsstoffen in Winterthurer Pünten und Hausgärten.
- [3] Verordnung über die Schadstoffe im Boden (VSBo), 1986. Eidg. Drucksachen- und Materialzentrale. Bern.
- [4] Fachstelle Bodenschutz im Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich, 1993: Schadstoffbelastung des Bodens im Kanton Zürich. Resultate des kantonalen Bodenrasternetzes 1989.
- [5] Bundesgesundheitsamt, 1993: Richtwerte für Schadstoffe in Lebensmitteln. Bundesgesundheitsblatt 5/93.
- [6] World Health Organization, 1989: Toxicological Evaluation of Certain Food Additives and Contaminants. WHO Food Additives Series: 24. Cambridge University Press

Kann eine kontrollierte Mobilisierung die Phytoextraktion von Schwermetallen wesentlich erhöhen?

Kathrin Wenger, Satish-Kumar Gupta

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

Résumé

L'enrichissement du sol en métaux lourds représente à long terme un danger pour la fertilité du sol et peut aboutir à la contamination de l'eau potable ainsi qu'aux produits d'alimentation. Le but d'une décontamination est de rendre ces risques négligeables sans pour autant nuire à la fertilité du sol. Pour ceci, on essaie de décontaminer les sols avec l'aide de plantes servant d'„accumulateur“ de métaux lourds. Selon notre connaissance, la décontamination par les plantes est un processus de longue durée qui s'échelonne sur des dizaines d'années voir sur des siècles. Notre contribution sert à trouver des mesures pour raccourcir le temps de décontamination par les plantes.

Des expériences en chambre climatisée ont montré qu'une augmentation de la fraction soluble du zinc du sol entraîne une forte accumulation en zinc dans les plantes. Lorsqu'elle poussait sur des sols dont le degré de contamination augmentait d'un facteur proche de 7, la capacité d'extraction de la plante était limitée à un facteur de 2.

1. Einleitung

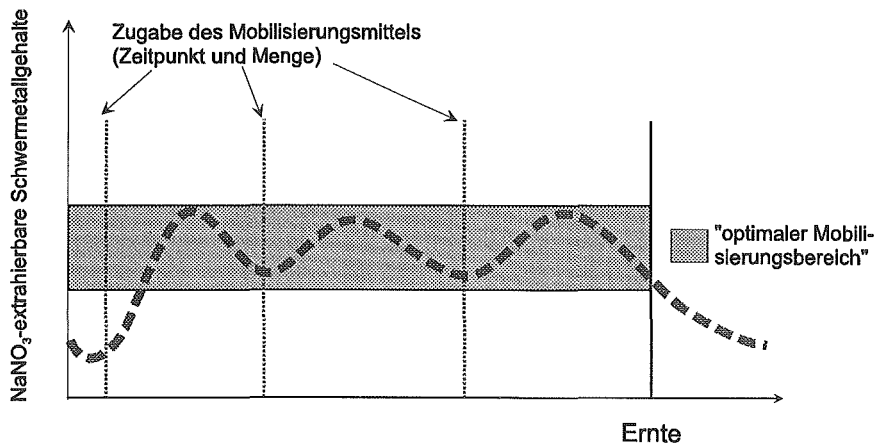
Die Anreicherung von Schwermetallen im Boden gefährdet langfristig die Bodenfruchtbarkeit und kann zu Belastungen von Trinkwasser und Nahrungsmittelpflanzen führen. Eine sanfte Sanierung soll diese Risiken auf ein unbedenkliches Mass reduzieren, ohne die Bodenfruchtbarkeit zu beeinträchtigen. Dies kann durch eine sanfte Bodendekontamination mit Hilfe von metallakkumulierenden Pflanzen erreicht werden. Für die Durchführbarkeit dieses Sanierungsansatzes ist es wesentlich, über Pflanzen zu verfügen, die dem Boden ausreichend grosse Mengen an Schwermetallen entziehen können. Im Zentrum des Interesses stehen oft sogenannte hyperakkumulierende Pflanzen, welche bestimmte Schwermetalle wie Zink, Kupfer oder Nickel in starkem Masse anreichern (Baker et al., 1994). Berechnungen der Dekontaminationszeiten, welche für die Sanierung eines mit Zink, Kupfer, Cadmium oder Blei belasteten Bodens mit mehrfacher Richtwertüberschreitung mit Hilfe dieser Pflanzen notwendig wären, bewegen sich allerdings in allen bis heute bekannten Fällen in der Grössenordnung von vielen Jahrzehnten bis zu mehreren Jahrhunderten (Rammelt et al., 1995). Eine sanfte Bodendekontamination mit Hilfe von metallakkumulierenden Pflanzen ist also nur realisierbar, wenn es gelingt, den Schwermetallentzug durch Pflanzen deutlich zu steigern. Dies kann einerseits durch Selektion von metallakkumulierenden Varietäten ertragsreicher Pflanzen (Haase, 1988), als auch durch geeignete Bodenbehandlungsmassnahmen geschehen.

Konzept einer kontrollierten Mobilisierung:

Die Mobilisierung von Schwermetallen durch Absenkung des Boden-pH ist ausführlich dokumentiert worden (Gupta, 1992; Herms und Brümmner, 1980). Als Folge der Mobilisierung kann sich auch die Schwermetallaufnahme von Pflanzen um einen Faktor zwei bis drei erhöhen (Hasselbach und Boguslawski, 1991). Eine pH-Absenkung im Boden kann grundsätzlich durch Zugabe von Säuren herbeigeführt werden. Falls dazu jedoch anorganische Säuren verwendet werden, reichern sich die entsprechenden Anionen (Nitrat, Chlorid, Sulfat) in einem untolerierbaren Mass an. Durch den Einsatz von organischen Säuren

bzw. Komplexbildnern, welche nach einer gewissen Zeit mikrobiologisch abgebaut werden, kann diese unerwünschte Anreicherung vermieden werden.

Eine Mobilisierung erhöht die Gefahr der Pflanzen- und Mikroorganismtoxizität, aber auch das Risiko einer Metallauswaschung oder -verlagerung in tiefere Bodenschichten. Um diese Gefahren möglichst gering zu halten, sollen die Dosierung sowie die Anwendungshäufigkeit der organischen Mobilisierungssubstanzen der Schwermetallaufnahmefähigkeit der jeweiligen „Sanierungspflanze“ angepasst werden. Abbildung 1 stellt die kontrollierte Mobilisierung modellartig dar.



Vegetationsperiode / bzw. Schwermetallakkumulationsphase

Abbildung 1: Modellvorstellung der kontrollierten Schwermetallmobilisierung

Als optimaler Mobilisierungsbereich werden jene löslichen Schwermetallgehalte im Boden definiert, bei welchen die „Sanierungspflanzen“ eine möglichst grosse Schwermetallaufnahme aufweisen, aber noch keine oder zumindest nur geringe Wachstumseinbußen zeigen. Durch wiederholten Einsatz des Mobilisierungsmittels sollen die „optimalen“ Gehalte an löslichen Schwermetallen über die ganze Vegetationsperiode, beziehungsweise die Schwermetallakkumulationszeit der jeweiligen Pflanzen aufrecht erhalten werden. Dabei bestimmt die Abbaugeschwindigkeit der eingesetzten Mobilisierungssubstanz deren Anwendungshäufigkeit.

Um den optimalen Mobilisierungsbereich für vier ausgewählte Pflanzen (Tabak, Knöterich, Birke und Indischer Senf) zu bestimmen, wurde ein Klimakammerexperiment durchgeführt. Dabei wurde ein mit Klärschlamm belasteter Boden mit einem Zinktotalgehalt (Extraktion mit 2 M HNO₃) von 813 ppm zusätzlich mit Zink angereichert, so dass den Pflanzen unterschiedliche lösliche Zinkgehalte zur Verfügung standen.

2. Material und Methoden

Boden

Pro Gramm Boden wurden 0, 100, 170, 330 und 500 µg Zinknitrat-Tetrahydrat p.a. zugegeben und möglichst homogen verteilt. Von jedem Ansatz wurden 3 Wiederholungen hergestellt. Mit Ammoniumnitrat wurde der durch das Zinknitrat eingebrachte Stickstoff aus-

geglichen. Die Böden wurden befeuchtet (~ 70% Feldkapazität) und zehn Tage lang stehen gelassen, damit sich ein Gleichgewicht zwischen adsorbiertem und löslichem Zink im Boden einstellen konnte. Danach wurden Bodenproben entnommen und bei 40°C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet. Die Proben wurden auf ihren löslichen Zinkgehalt (Extraktion mit 0.1 M NaNO₃) und ihren pH (H₂O) untersucht. Die Aufbereitung der Extrakte erfolgte nach dem Methodenbuch der FAC (1989). Der Zinkgehalt wurde anschliessend mittels Flammen-Atomabsorptions Spektrometer (AAS) bestimmt.

Pflanzen

Als Pflanzen wurden Tabak (*Nicotiana tabacum* c.v. Badischer Geudertheimer), Knöterich (*Reynoutria sachalinensis*, neuerdings [*Fallopia sachalinensis*], Klon aus einem Wald in der Nähe von Bern), Birke (*Betula pendula*, Klon 31-2, WSL) und Indischer Senf (*Brassica juncea*, Klon der Fa. PHYTOTECH) verwendet. Tabak, Knöterich und Birke wurden als Jungpflanzen von 10-20 cm Grösse gesetzt, während der Indische Senf direkt in die vorbehandelten Böden gesät wurde. In der Klimakammer wurden die Pflanzen unter kontrollierten Bedingungen (16 Stunden künstliches Tageslicht bei 25°C und 8 Stunden Dunkelheit bei 15°C) kultiviert. Nach 25 Tagen Versuchsdauer wurde geerntet. Die Pflanzenproben (nur oberirdische Teile) wurden mittels Mikrowellen-Veraschung aufgeschlossen und das Zink mittels Flammen-AAS bestimmt.

3. Resultate und Diskussion

Durch die Zugabe von Zinknitrat und Ammoniumnitrat wurden die in Tabelle 2 dargestellten löslichen Zinkgehalte und pH-Werte im Boden erreicht. Wobei die Zinkbelastungen der Stufe I einer ca. 12-fachen und diejenigen der Belastungsstufe V einer ca. 90-fachen Richtwertüberschreitung (VSBo, 1986) entsprechen.

Tabelle 2: Wirkung der Zinknitratzugabe auf den löslichen Zinkgehalt (NaNO₃) und auf den pH-Wert im Boden

Zugabe Zn(NO ₃) ₂ *4H ₂ O in µg/g Boden	Zn (NaNO ₃) in µg/g Boden	pH (H ₂ O)
Belastungsstufe I	0	6.2
Belastungsstufe II	100	6.0
Belastungsstufe III	170	6.0
Belastungsstufe IV	330	6.0
Belastungsstufe V	500	6.0

Abbildung 2 zeigt die Zinkkonzentrationen der Versuchspflanzen bei den unterschiedlichen löslichen Zinkgehalten im Boden. Die Zinkkonzentrationen im Indischen Senf sind am grössten, während der Tabak die kleinsten Konzentrationen aufweist. Bei 6.2 ppm löslichem Zink weist der Senf bereits 1400 ppm Zink in den oberirdischen Pflanzenteilen auf, während der Tabak eine Zinkkonzentration von 300 ppm hat. Bei der nächsten Belastungsstufe, 14.2 ppm NaNO₃-extrahierbares Zink, erreicht der Indische Senf seine maximale Konzentration von rund 1800 ppm. Eine weitere Erhöhung des pflanzenverfügbaren Zinks führt nicht mehr zu einem weiteren Anstieg des Zinkgehaltes im Indischen Senf. Demgegenüber zeigen die anderen drei Versuchspflanzen eine gesteigerte Zinkkonzentration in den oberirdischen Sprosstteilen bei Erhöhung der mobilen Zinkfraktion im Boden.

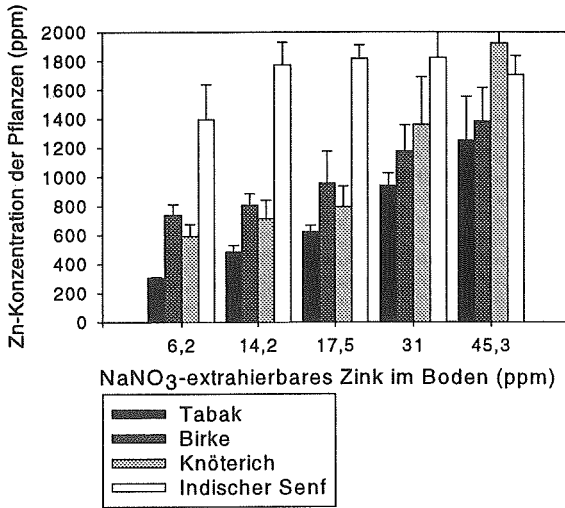


Abbildung 2: Zinkkonzentration in Tabak, Birke, Knöterich und Indischem Senf bei unterschiedlichen NaNO_3 -löslichen Zinkgehalten im Boden (Mittelwerte und Standardabweichungen von drei Wiederholungen)

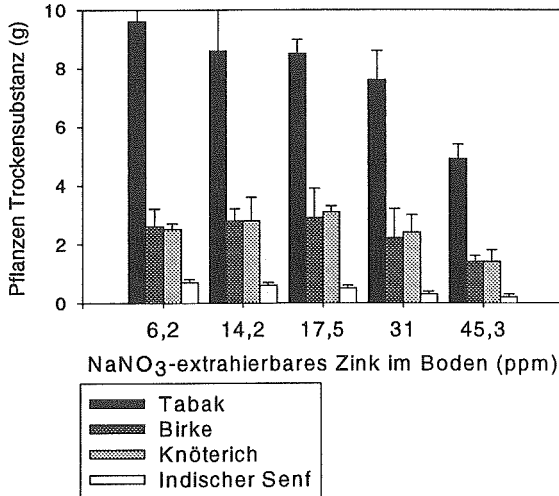


Abbildung 3: Biomasse von Tabak, Birke, Knöterich und Indischem Senf bei unterschiedlichen NaNO_3 -löslichen Zinkgehalten im Boden (Mittelwerte und Standardabweichungen von drei Wiederholungen)

Für den Schwermetallaustrag ist neben der Akkumulation der Schwermetalle auch die Ertragsleistung der Pflanzen von grösster Bedeutung. Abbildung 3 zeigt die am Ende der Versuchszeit erreichte Biomasse der vier Pflanzen. Dabei zeigte sich ein zu den Zinkgehalten der vier Pflanzen umgekehrtes Bild. Der Tabak produzierte den höchsten Ertrag. Birke und Knöterich wiesen eine etwa identische, jedoch etwa dreimal kleinere Trockenmasse als der Tabak auf, während der Indische Senf praktisch keine Biomasse produzierte. Bereits bei einem Gehalt von 6.2 ppm löslichem Zink im Boden wies der Indische Senf nur noch einen kümmerlichen Wuchs auf. Ob auf unbelastetem Boden gezogene Jungpflanzen des Indischen Senfs die hohen löslichen Zinkgehalte besser ertragen würden, konnte im Rahmen dieses Versuches nicht abgeklärt werden. Grundsätzlich nahm jedoch die Ertragsleistung bei allen vier Pflanzen in den höchsten beiden Belastungsstufen deutlich ab. Tabak und Knöterich zeigten in den höchsten Belastungsstufen nebst deutlich geringerem Wachstum auch sichtbare Schädigungen der Blätter. Der optimale Mobilisierungsbereich scheint daher bei Tabak, Birke und Knöterich und bei dem verwendeten Boden bei etwa 15 bis 20 ppm löslichem Zink zu liegen.

Aufgrund der Zinkakkumulation und der Biomasseproduktion zeichnete sich für den Zinkexport aus dem Boden durch die ausgewählten Versuchspflanzen folgendes Bild ab: Der Tabak extrahierte am meisten Zink. Birke und Knöterich zeigten eine ähnliche Extraktionsleistung, die aber etwa um die Hälfte geringer war als beim Tabak, während der Indische Senf aufgrund seiner geringen Biomasseproduktion, trotz enormer Zinkakkumulation, sehr wenig Zink extrahieren konnte. In Tabelle 2 sind die Zinkexporte aus dem Boden durch die einzelnen Pflanzen aufgelistet. Der Zinkexport durch Tabak, Birke und Knöterich konnte durch die Erhöhung der mobilen Zinkfraktion im Boden maximal um einen Faktor von ca. zwei gesteigert werden. Damit die Dekontaminationszeit bei der Phytosanierung in einen praxistauglichen Bereich rücken kann, müsste die Extraktionsleistung der Pflanzen (z.B. des Tabaks) über die gesamte Vegetationszeit aufrecht erhalten werden können.

Tabelle 2: Zinkexport der vier Versuchspflanzen bei unterschiedlichen NaNO₃-löslichen Zinkgehalten im Boden

Belastungsstufen NaNO ₃ -extrahierbares Zn mg/kg Boden	Zinkexport in mg/kg Boden nach 25 Tagen Versuchszeit durch			
	Tabak	Birke	Knöterich	Indischer Senf
Belastungsstufe I (6.2)	1.9	1.3	1.0	0.7
Belastungsstufe II (14.2)	2.7	1.5	1.3	0.7
Belastungsstufe III (17.5)	3.5	1.8	1.6	0.6
Belastungsstufe IV (31.0)	4.7	1.6	2.1	0.4
Belastungsstufe V (45.3)	4.0	1.2	1.7	0.3

FAZIT

- Die Erhöhung der mobilen Zinkfraktion im Boden führte bei Tabak, Birke und Knöterich zu einer grösseren Zinkkonzentration in den Pflanzen. Der Indische Senf reagierte nicht mit einer gesteigerten Zinkakkumulation.
- Durch die grösste Biomasseproduktion vermochte der Tabak in den 25 Tagen Versuchsdauer am meisten Zink aus dem Boden zu exportieren. Der Zinkexport aus dem Boden durch Tabak, Birke und Knöterich konnte durch die bis zu siebenfache Vergrösserung der mobilen Zinkfraktion im Boden maximal um den Faktor zwei gesteigert werden.
- Der optimale Mobilisierungsbereich, d.h. maximale Aufnahme bei keiner oder zumindest nur geringer Ertragseinbusse, scheint für Tabak, Birke und Knöterich zwischen 15 bis 20 ppm löslichem Zink zu liegen.

Literatur

- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D. und Reeves, R.D., 1994: The possibility of in situ heavy metal decontamination of polluted soils using crops of metal-accumulating plants, *Resources, Conservation and Recycling*, 11: 41-49.
- FAC, 1989: Methoden für Bodenuntersuchungen. Schriftenheft Nr. 5. Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.
- Haase, E., 1988: Pflanzen reinigen Schwermetallböden, *Umwelt* 7-8: 342-344.
- Hasselbach G. und Boguslawski, E. v., 1991: Bodenspezifische Einflüsse auf die Schwermetallaufnahme der Pflanzen, in: Sauerbeck, D. und Lübben, S.: Auswirkungen von Siedlungsabfällen auf Böden, Bodenorganismen und Pflanzen, *Berichte aus der ökologischen Forschung*, Band 6.
- Herms, U. und Brümmer, G., 1980: Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen, *Landwirtsch. Forschung* 33, 4.
- Gupta, S.K., 1992: Mobilizable metal in anthropogenic contaminated soils and its ecological significance, in Vernet, J.P., *Impact of Heavy Metals on the Environment*, Elsevier, Amsterdam.
- Rammelt, R., Krebs, R., Gupta, S.K., 1995: Erhöhung der mobilen Schwermetallfraktion im Boden als ein Instrument der Phytosanierung, *Interner Bericht der FAC*, Liebefeld, Bern.
- VSBö, 1986: Verordnung über Schadstoffe im Boden, EDMZ, Schweiz.

Biologische Dekontamination schwermetallbelasteter Böden mit metallakkumulierenden Pflanzen

- Ergebnisse aus 3 Jahren Feldversuchen -

Achim Kayser, Institut für terrestrische Ökologie, ETH Zürich, Grabenstr. 3, 8952 Schlieren
 Hans Rudolf Felix, Felix, Stürmadel & Partner, Bündtenstr. 20, 4419 Lupsingen

Abstract

Large areas in Western Europe show considerable contamination with heavy metals. To clean up this land, new techniques are required. Phytoremediation is regarded as a possible new tool to achieve this aim. Phytoremediation could be useful if both yield and metal accumulation allow to remediate a site within a reasonable time. To test this new technique, field trials on Cd contaminated land were conducted in order to select plants suitable for remediation purposes. The hyperaccumulators *Thlaspi caerulescens* and *Alyssum murale* as well as *Salix viminalis* and *Nicotiana tabacum* showed a significant accumulation of Cd. However, phytoremediation of the site involved would last too long based on present technology. Literature data and preliminary experiments indicate that major obstacles could be overcome. Metal-uptake rates can be increased dramatically by the application of mobilizing agents, thus, allowing remediation within reasonable time.

Einleitung

Grosse Flächen in der Schweiz und Westeuropa sind während der letzten Jahrzehnten infolge atmosphärischer Depositionen, Verkehrsemissionen, der Ausbringung von Klärschlämmen und Hofdünger, sowie verunreinigter Agrochemikalien mit Schwermetallen belastet worden. McGrath (1996) gibt für Westeuropa eine Flächengrösse von etwa 4 Mio ha an. In der Schweiz allein wird die belastete Fläche auf etwa 10000 ha geschätzt (USG Ref. 1995).

Da von wenigen Punktbelastungen abgesehen die Metallbelastung flächigen Charakter aufweist, ist eine Sanierung mit etablierten Sanierungstechniken schon alleine aus wirtschaftlichen Überlegungen nicht möglich. Hinzu kommen im Hinblick auf einen nachhaltigen Bodenschutz meist negative Auswirkungen dieser Verfahren, welche es nicht erlauben, die gesetzgeberische Vorgabe der Wiederherstellung der Bodenfruchtbarkeit zu erfüllen.

Die gegenwärtigen Bestrebungen konzentrieren sich daher auf die Suche nach sogenannten sanften Sanierungsverfahren. Neben Verfahren zur Immobilisierung von Schwermetallen durch die Zugabe von Additiven verdient die sogenannte Phytoextraktion besondere Beachtung. Hierunter versteht man die Verwendung von Pflanzen mit überdurchschnittlichem Metallaufnahmevermögen zur Dekontamination schwermetallbelasteter Böden. Grundsätzlich ist hierbei zu unterscheiden zwischen sogenannten Hyperakkumulatorpflanzen und metallakkumulierenden Kulturpflanzen. Während erstere über bislang wenig bekannte Mechanismen der Detoxifizierung verfügen und bis über 1% Schwermetalle in der Trockensubstanz einlagern können (Reeves et al. 1995), zeichnen sich die Kulturpflanzen durch eine hohe Biomasseproduktion aus. Bei ersten Versuchen in den USA und Grossbritannien wurden mit beiden Pflanzentypen hohe Extraktionsleistungen verschiedener Schwermetalle erzielt.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Verwendungsfähigkeit verschiedener Hyperakkumulator- und Kulturpflanzen auf einem cadmiumbelasteten Feldstandort unter möglichst realitätsnahen Bedingungen zu testen und das Entwicklungspotential der Phytoextraktion auf diesem Standort abzuschätzen.

Material und Methoden

Der Versuchsstandort ist nahe der Ortschaft Ziefen (BL) gelegen und wird ackerbaulich genutzt. Infolge der Ausbringung von Klärschlamm während der 70er Jahre kam es zur Anreicherung von Cd im Oberboden. Im Mittel liegen die Totalgehalte an Cd (VSB0) bei 8 mg kg^{-1} im Ap-Horizont und $0,5\text{--}0,8 \text{ mg kg}^{-1}$ im Bv-Horizont. Die im NaNO_3 -Extrakt bestimmten löslichen Cd-Gehalte liegen bei $0,02 \text{ mg kg}^{-1}$ im Ap-Horizont. Der Bodentyp ist eine schwach humose ($3,3\% \text{ C}_{\text{org}}$) eutrophe Braunerde aus Kalkstein des Kettenjura und weist eine schluffig-tonige Textur auf. Im Unterboden nimmt der Tonanteil merklich zu. Das pH liegt bei 7,2 im Ap- und 7,5 - 7,7 im B-Horizont. Der CaCO_3 -Anteil liegt bei unter 2%.

Tab. 1: Verwendete Versuchspflanzen

<i>Alyssum murale</i>	Steinkresse
<i>Thlaspi caerulescens</i>	Täschelkraut
<i>Salix viminalis</i> Klon 78198	Korbweide
<i>Nicotiana tabacum</i>	Tabak
<i>Zea mays</i> Mais	
<i>Brassica napa</i>	Raps
<i>Brassica juncea</i>	Indischer Senf
<i>Miscanthus sinensis</i>	Chinaschilf
<i>Raphanus sativa</i>	Rettich

Die verwendeten Versuchspflanzen sind in Tab. 1 zusammengestellt. Es wurden 2 hyperakkumulierende und 10 Kulturpflanzen angebaut und zwischen 1993 und 1995 auf einer 6×4 Blockanlage getestet. Vom Mais fanden 2 Inzuchtlinien und ein Hybrid Verwendung, von Tabak wurden zwei verschiedene Sorten angebaut. Die Parzellengrösse betrug 1 m^2 .

Ergebnisse und Diskussion

Im Hinblick auf die Schwermetallakkumulation zeigen sich zwischen den Versuchspflanzen erhebliche Unterschiede. So weisen die Hyperakkumulatoren, Tabak und die Baumart *Salix viminalis* einen 10-60fach höheren Cd-Gehalt auf als der Rettich (*Raphanus sativa*) oder Raps (*Brassica napa*). Auch zwischen der einzelnen Sorten von Mais sind signifikante Unterschiede zu verzeichnen. Neben den deutlichen Unterschieden zwischen den einzelnen Pflanzen zeigt sich generell, dass die aufgenommenen Schwermetallmengen deutlich geringer sind, als dies durch Literaturangaben erwartet werden konnte. Die ermittelten Cd-Gehalte sind in Abb. 1 zusammengestellt.

Für die Sanierung des Standortes Ziefen innerhalb eines vertretbaren Zeitraumes von 8-10 Jahren wäre eine Pflanze mit 20 t Biomasse (Trockensubstanz) pro Hektar und Cd-Gehalten um etwa 100 mg kg^{-1} erforderlich. Bei der nachfolgenden Behandlung der Einzelergebnisse werden daher im Vergleich die erzielbaren Erträge genannt.

Die Hyperakkumulatorpflanze *Alyssum murale* akkumulierte mit $33,7 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ TS die mit Abstand höchsten Cd-Mengen und blieb mit diesen Akkumulationsleistungen über die Jahre hinweg relativ konstant. Im Gegensatz hierzu konnte bei *Thlaspi caerulescens* eine deutliche Schwankung zwischen den Jahren beobachtet werden, was voraussichtlich auf den biannualen Vegetationszyklus zurückgeführt werden kann. Beide Hyperakkumulatoren zeigen im Vergleich zu Literaturdaten jedoch 10 bis 100fach niedrigere Cd-Gehalte (vgl. ERNST 1974).

Überraschend war die hohe Akkumulation von Cd in dem *Salix viminalis* Klon 78198. Mit $22,2 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ TS wurde ohne sichtbare Schädigungen mehr Cd aufgenommen als durch den Hyperakkumulator *T. caerulescens*. Die Weiden zeigten eine sehr hohe Vitalität und folgedessen einen grossen Zuwachs an Biomasse. Es ist damit zu rechnen, dass auf einer Hektare Land bis über 20 t Trockensubstanz geerntet werden kann.

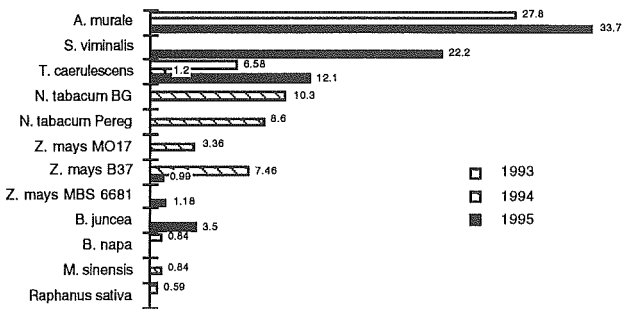
Cd-Gehalte in Versuchspflanzen 1993-1995 (mg kg⁻¹ TS)

Abb. 1: Cd-Gehalte in Versuchspflanzen

Die beiden verwendeten Tabak-Sorten (*Nicotiana tabacum*) weisen nur geringe Unterschiede bei der Akkumulationsleistung auf. Mit 10.8 mg Cd kg⁻¹ TS erscheint die Sorte Badischer Geudertheimer hinsichtlich der Akkumulation etwas günstiger. Die Sorte ist jedoch nicht so starkwüchsig wie die Sorte Pereg, weshalb hier insgesamt keine nennenswerten

Unterschiede hinsichtlich der Gesamtextraktionsleistung gefunden werden. Die insgesamt erzielten Cd-Gehalte bleiben hinter den bei Klimakammerexperimenten ermittelten Ergebnissen zurück. Hier wurden Maximalwerte bis zu 117 mg Cd kg⁻¹ TS bei der Sorte Badischer Geudertheimer gemessen (GUADAGNINI, mdl. Mitteilg.). Der Biomassertrag von Tabak liegt zwischen 8 und 16 t Trockensubstanz pro Hektar. Bei einer weiteren Steigerung der Gehalte stellen damit Tabakpflanzen eine interessante Möglichkeit dar.

Die 3 Maissorten (*Zea mays*) zeigten deutliche sortenspezifische Unterschiede. Während der Maishybrid MBS 6681 zu den am wenigsten Cd akkumulierenden Pflanzen gehörte, erschien die Inzuchtlinie B 37 im ersten Versuchsjahr 1994 vielversprechend. Beim Nachbau 1995 ging die Akkumulationsleistung aus nicht weiter ersichtlichen Gründen auf etwa 15 % (0.99 mg Cd kg⁻¹ TS) der 1994 erzielten Gehalte (7.48 mg Cd kg⁻¹ TS) zurück. Die mit Mais zu erzielende Biomasse kann bis zu 20 t Trockensubstanz pro Hektar betragen, weshalb Mais prinzipiell eine gut geeignete Sanierungspflanze wäre.

Unter den vier weiteren Versuchspflanzen konnte Cd lediglich durch indischen Senf (*Brassica juncea*) in nennenswertem Umfang aufgenommen werden (3.5 mg Cd kg⁻¹ TS), dessen Biomasseproduktion auf etwa 10 t Trockensubstanz pro ha angenommen werden kann. Die Cd-Aufnahme von Chinaschilf, Raps und Rettich ist hingegen gering. Diese Pflanzen sind folglich für die Phytoextraktion nicht geeignet.

Zusammenfassend kann auf der Grundlage dieser Ergebnisse gefolgert werden, dass der verwendete Weidenklor der Korbweide, Tabak und Indischer Senf als für die Phytoextraktion geeignete Pflanzen in Betracht kommen. Die beiden verwendeten Hyperakkumulatorpflanzen weisen zwar höhere Cd-Gehalte auf, ihr Einsatz erfordert jedoch eine weitere Steigerung der Biomasse. Die Potentiale dieser Steigerung sind derzeit noch weitestgehend unbekannt.

Schwermetallmobilisierung

Im Vergleich mit Literaturdaten und eigenen, unter standardisierten Bedingungen ermittelten Ergebnissen, wurden deutlich geringere Cd-Gehalte gemessen. Dies ist im wesentlichen auf die geringe Pflanzenverfügbarkeit zurückzuführen. Die löslichen Cd-Gehalte auf dem Standort Ziefen sind mit 0.02 mg Cd kg⁻¹ relativ gering und liegen noch unterhalb des Richtwertes der VSBo. Bei den

Totalgehalten werden hingegen im Pflughorizont Werte bis über 8 mg Cd kg^{-1} und somit 10fache Richtwertüberschreitungen verzeichnet. Die geringe Löslichkeit ist im wesentlichen auf das hohe pH zurückzuführen (pH 7.2-7.7). Um die Pflanzenverfügbarkeit von Cd zu steigern wurde mit dem indischen Senf und mit Tabak ein erster Mobilisierungsversuch durchgeführt. Dabei wurde auf den Senf-Versuchspartellen NaCl ($12 \text{ g m}^{-2} 5 \text{ l}^{-1}$) sowie alternativ ein urheberrechtlich geschütztes Präparat der US Firma Phytotech (Amendment) appliziert. Auf den Tabak-Parzellen wurde der Komplexbildner NTA ($20 \text{ g m}^{-2} 10 \text{ l}^{-1}$) oberflächlich aufgebracht. BALMER und KULLI (1994) hatten in Topfversuchen eine deutliche Zn-Mobilisierung und eine gesteigerte Zn-Aufnahme in Lattich bei dieser Applikationsmenge verzeichnet.

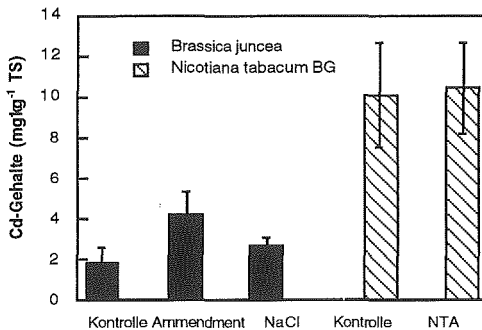


Abb. 2: Mobilisierungsversuch

Tabak. Hier sind keine Unterschiede zwischen der Kontrolle und der Behandlung zu verzeichnen, obwohl der lösliche Cd-Gehalt im Oberboden um etwa das 2-3fache anstieg. Als Erklärungsmöglichkeit kommt daher in Betracht, dass Tabak den NTA-Cd-Komplex nicht aufnehmen kann. Weiterhin ist es denkbar, dass eine Mobilisierung nur oberflächlich in Bereichen stattgefunden hat, die einen geringeren Durchwurzelungsgrad aufweisen.

Sowohl die NaCl- als auch die Amendment-Applikation bei Senf scheinen eine merkliche Erhöhung der Cd-Aufnahme zu bewirken. Während die Kontrolle im Mittel $1.8 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ TS aufwies, wurden bei der NaCl-Variante $2.7 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ und bei der Amendment-Variante $4.2 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ gemessen. Diese Unterschiede können nicht durch die Cd-Verteilung auf der Versuchsfläche erklärt werden und stellen daher einen Hinweis darauf dar, dass eine Mobilisierung von Cd erreicht werden kann. Ein gegensätzliches Bild zeigt sich bei der NTA-Applikation bei

Schlussfolgerungen

Mit den ersten Versuchsergebnissen konnte geprüft werden, welche Hyperakkumulator- und Kulturpflanzen für die Dekontamination schwermetallbelasteter Böden prinzipiell geeignet erscheinen. Die erzielten Ergebnisse bleiben hinter Literaturangaben zurück. Eine wesentliche Ursache hierfür ist in der geringen Pflanzenverfügbarkeit zu suchen. Es liegt daher der Schluss nahe, durch eine gezielte Erhöhung der Schwermetallverfügbarkeit (Mobilisierung) die Cd-Aufnahme deutlich zu steigern. Erste Ergebnisse von WENGER (1997, mdl. Mitteilg.) bestätigen dies. Darüber hinaus besteht das Erfordernis, für die verwendeten Versuchspflanzen geeignete Stellungen in der Fruchtfolge zu finden, um Ertragsseinbussen durch z.T. mangelnde Selbstverträglichkeit zu vermeiden.

Literatur

- BAKER, A.J.M., MCGRATH, S.P., SIDOLI, C.M.D. AND REEVES, R.D. (1995): The potential for heavy metal decontamination. Mining Environ. Managem. 3. 12-14.
- BALMER, M., KULLI, B. (1994): Der Einfluss von NTA auf die Zink- und Kupferaufnahme durch Lattich und Raygras im Rahmen der sanften Bodensanierung. Diplomarbeit am Institut für terrestrische Ökologie der ETH Zürich.
- BRNST, W. (1974): Schwermetallvegetation der Erde. G. Fischer Verlag, Stuttgart.

Sanfte Sanierung kupferbelasteter Rebbergböden

Topfexperimente mit Al-Montmorillonit und Al₁₃

Dominique Wirz, Barbara Lothenbach, Gerhard Furrer, Rainer Schulin

Institut für terrestrische Ökologie, Bodenschutz, ETH Zürich,
Grabenstrasse 3, CH-8952 Schlieren

Resumée

Nous avons examiné l'impact de différents dosages de Al-montmorillonite et Al₁₃ sur le sol et sur de jeunes plants de vigne (*vitis vinifera*), à l'aide d'expériences en pot réalisées sous serre sur deux sols de vigne contaminés par du cuivre.

La plus haute dose de Al-montmorillonite employée (10 g par kg de terre) pouvait réduire de moitié la quantité de cuivre extrayable par NaNO₃ dans les deux sols, de sorte qu'elles atteignent le seuil du VSBo. Par contre, l'assimilation du cuivre par les vignes n'était que peu influencé et les dommages habituellement provoqués par les métaux lourds sur les racines n'ont pu être évités. Al-montmorillonite n'a montré qu'une faible influence sur les nutriments Ca, Mg, K, phosphate et nitrate. L'aluminium n'a pas été lessivé.

L'utilisation du liant Al₁₃ n'est pas recommandée dans le cadre de décontamination douce des sols parce que les cations également introduits par ce procédé (p. e. Na) influencent le processus d'échange d'ions dans les sols et gênent le développement des racines.

1. Hintergrund

Durch die Anwendung von kupferhaltigen Spritzmitteln zur Bekämpfung des Falschen Mehltaus und durch das Ausbringen von schwermetallbelastetem Müllklärschlammkompost findet man heute auf Rebbergböden, insbesondere bei den Totalgehalten für Kupfer, deutliche Richtwertüberschreitungen. Hohe Kupfergehalte sind vermutlich verantwortlich für die oft beobachteten Wachstumsstörungen bei Jungreben.

2. Zielsetzungen

Es wurde untersucht, ob die Bindemittel Al-Montmorillonit und Al₁₃

- Kupfer im Boden immobilisieren und somit für Reben unschädlich machen können,
- bevorzugt Schwermetalle festlegen und keine negativen Auswirkungen auf die Pflanzenverfügbarkeit von Nährstoffen wie Kalium, Magnesium, Calcium, Phosphat und Nitrat haben,
- toxische Auswirkungen auf die Pflanzen haben.

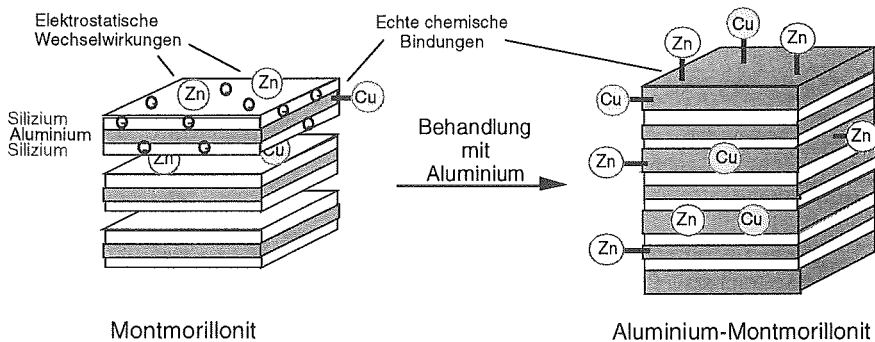
3. Material und Methoden

Vorgehen: In einem Topfexperiment im Gewächshaus wurde der Einfluss verschiedener Dosierungen der Bindemittel auf Boden und Pflanze untersucht (s. Tab.). Es wurde mit zwei kupferbelasteten Böden aus Balgach bzw. Stäfa gearbeitet, welche am Anfang des Experimentes mit Rebenstecklingen (*Vitis vinifera*, Blauburgunder Klon 2/45) bepflanzt wurden. Während der Dauer des Experimentes von 11 Wochen wurde der Boden dreimal beprobt und viermal mit destilliertem Wasser perkoliert. Am Schluss des Experimentes wurde das Pflanzenmaterial analysiert.

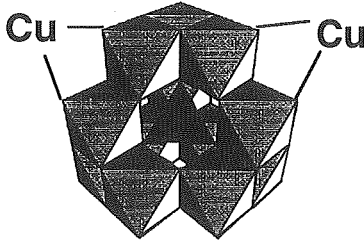
Verfahren des Topfexperimentes
(jeweils 5 Töpfe pro Verfahren und Boden)

Kategorie	Bindemittel	Adsorption	Pflanzen
Ref	Keine (Referenz)	0 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Mont+	Al-Mont 0.4 g/kg	40 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Mont++	Al-Mont 2 g/kg	200 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Mont+++	Al-Mont 10 g/kg	1000 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Al+	Al ₁₃ 40 $\mu\text{mol/kg}$	40 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Al++	Al ₁₃ 200 $\mu\text{mol/kg}$	200 $\mu\text{mol/kg}$	Reben
Mont+0	Al-Mont 2 g/kg	200 $\mu\text{mol/kg}$	Keine

Al-Montmorillonit: Das Tonmineral Montmorillonit besitzt aufgrund seiner grossen spezifischen Oberfläche und permanenten Ladung eine grosse Bindungskapazität für Kationen. Durch Zugabe von Aluminium, welches an der Oberfläche bzw. in den Zwischenschichträumen des Tonminerals ausgefällt wird, wird die Adsorptionsfähigkeit für Schwermetalle verbessert. Die unspezifischen elektrostatischen Bindungen zwischen den negativ geladenen Silikatflächen und den Schwermetallen werden durch chemisch spezifische Bindungen ersetzt.



Al₁₃: Der polynukleare Aluminium-Komplex $[\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}]^{7+}$ ist im Zusammenhang mit der Sanften Bodensanierung interessant, da er eine besonders grosse Bindungskapazität für Schwermetalle hat. Bei pH-Werten über 6 aggregieren die Einheiten des Al₁₃, wobei Schwermetalle in die ausfallenden Strukturen eingebaut und somit immobilisiert werden.



4. Wichtigste Ergebnisse

4.1 Allgemeines

- Schadsymptome wie z.B. Verdickung der Hauptwurzeln und Schwärzung der Wurzelspitzen wurden bei allen Reben unabhängig von der Behandlung (also auch bei der Referenz) beobachtet. Hochsignifikante Korrelationen zwischen der Wurzelmasse und den Kupfergehalten der Wurzeln sprechen für die Hypothese, dass diese Schadsymptome mit der Kupferbelastung zusammenhängen.
- Trieb- und Wurzelwachstum wurden von den Behandlungen kaum beeinflusst. Dies hängt wahrscheinlich mit der kurzen Experimentierdauer zusammen.
- Es wurde keine Auswaschung des mit den Bindemitteln in den Boden eingebrachten Aluminiums beobachtet.

4.2 Wirkungen von Al₁₃

- Kupfer und Zink konnten auch mit der höchsten Dosierung (Al++) kaum immobilisiert werden. Dementsprechend wurde auch die Kupfer- und Zinkaufnahme der Reben kaum beeinflusst.
- Die Nährkationen Ca, Mg und K wurden deutlich mobilisiert. Dies ist vermutlich auf die Wirkung des Natriums zurückzuführen, welches mit dem Al₁₃ (bedingt durch die Herstellung mit Natronlauge) in grösseren Mengen in die Böden eingebracht wurde und die Ionenaustauschprozesse im Boden beeinflusste.
- Bei der höchsten Dosierung (Al++) konnten die Wurzeln der Rebenstecklinge, welche ohne Wurzeln gesetzt wurden, nicht austreiben.

4.3 Wirkungen von Al-Montmorillonit

- Mit der höchsten Dosierung (Mont+++) wurde eine Reduktion der NaNO_3 -extrahierbaren Kupfergehalte beider Böden um 40 bis 50% erreicht (s. Abb.). Beim Stäferer Boden konnten zudem auch die NaNO_3 -extrahierbaren Zinkgehalte um 45% reduziert werden.

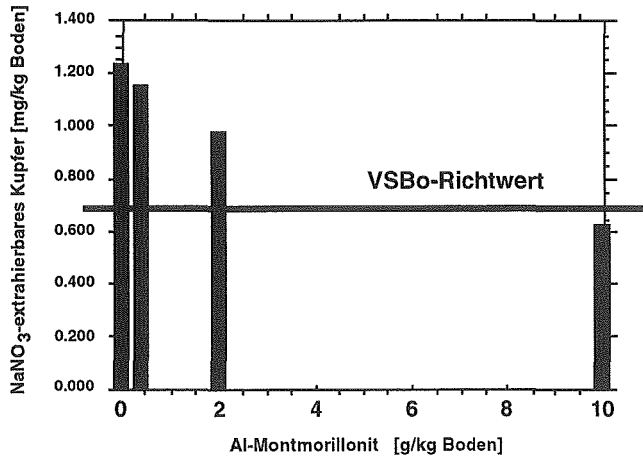


Abb.: NaNO_3 -extrahierbares Kupfer [mg/kg] beim Balgacher Boden, zwei Wochen nach Beginn des Experimentes

- Die Nährstoffe Ca, Mg, K und Nitrat wurden nur unwesentlich immobilisiert. Einzig beim wasserextrahierbaren Phosphat wurde bei der höchsten Dosierung eine Reduktion um 20 bis 40% festgestellt, was bei den betrachteten Böden jedoch problemlos war.
- Die Kupfer- und Zinkaufnahme durch die Reben wurde nur geringfügig vermindert.
- Es konnten keine toxischen Auswirkungen auf die Reben nachgewiesen werden.

5. Fazit

- Vom Einsatz von Al_{13} (in Verbindung mit Natrium) wird abgeraten.
- Al-Montmorillonit scheint für die Sanfte Bodensanierung geeignet zu sein, weil es Kupfer und Zink immobilisieren kann, ohne dabei auch den pflanzenverfügbaren Anteil der Nährstoffe wesentlich zu vermindern. Um Wurzelschäden bei den Reben zu verhindern, müssten allerdings höhere Dosierungen angewendet werden.

Die aufwuchshemmende Bauweise - ein Thema seit dem Verbot der Bodenherbizide bei den Schweizerischen Eisenbahnen

Müller Christian

Vegetationskontrolle, Artishus 1, 3257 Grossaffoltern

1. Einleitung

In den Anfängen der Eisenbahn wurde das Schotterbett ausschliesslich von Hand mit der Hacke gejätet. Erste Versuche mit Natriumchlorat fanden ab 1920 statt. Mit der Einführung der Gleisentkrautmaschine im Jahre 1921 versprach man sich eine wesentliche Effizienzsteigerung. Erst 1939 wurde die Gleisentkrautmaschine definitiv durch Herbizide abgelöst. Ab 1979 wurden in verschiedenen Trinkwasserfassungen entlang der Bahn erhöhte Atrazin-gehalte festgestellt. Dies führte schlussendlich zum Verbot der Bodenherbizide bei den Schweizerischen Eisenbahnen. Seit Ende 1992 darf im Bahnbereich nur noch das Blatt-herbizid Glyphosat eingesetzt werden.

Die SBB versuchen seither mit einem sogenannten Massnahmenmix die Vegetation unter Kontrolle zu behalten. Neben chemischen, elektromagnetischen, thermischen und mechanischen Verfahren zur Symptombekämpfung wurden auch biologische und bauliche Massnahmen zur Ursachenbekämpfung des unerwünschten Pflanzenaufwuchses untersucht.

Das Thema "Interaktionen Boden - Pflanze" soll in diesem Zusammenhang einmal mit umgekehrtem Vorzeichen betrachtet werden: aufwuchshemmend ist positiv - angestrebt wird ein Nullwachstum im Schotterbett.

2. Grundlagen der aufwuchshemmenden Bauweise

2.1. Anforderungen der Pflanzen an den Boden

Nebst Licht benötigen Pflanzen für ihr Wachstum **Nährstoffe** und vor allem genügend **Wasser**. Um die niederschlagsfreien Tage überleben zu können, sind sie auf ein entsprechend grosses Wasserspeicherungs- und/oder -Nachlieferungsvermögen des Bodens angewiesen.

Es ist bekannt, dass das Wasserspeicherungsvermögen des Bodens von seiner Körnung abhängt. Während Silt und Ton sehr viel Wasser speichern können, sind gewaschener Grobsand, Splitt, Schotter und Geröll diesbezüglich unfruchtbar. Solche Schichten gelten für die meisten Pflanzenarten als ausgesprochen aufwuchshemmend.

In solchen Materialien kann während niederschlagsfreien Tagen auch kein genügend grosser kapillarer Wasseraufstieg aus dem Grundwasser stattfinden (Gisi et al., 1990).

Auch Humus kann viel pflanzenverfügbares Wasser speichern. Humus gilt neben Ton zudem auch als guter Nährstoffspeicher. Nährstoffe können jedoch nur aufgenommen werden, wenn dazu genügend Wasser vorhanden ist.

Die Beziehung zwischen dem Gehalt des Bodens an Silt, Ton und Humus und dem entsprechenden Pflanzenwachstum ist augenfällig.

Grobkörnige Trennschichten ohne Humus, Silt und Ton sind für die allermeisten Pflanzenarten extrem aufwuchshemmend.

2.2. Unterschiedliche Pflanzenarten bezüglich ihrer Wasserversorgung und Ausbreitung im Schotterbett

Für den Bahnunterhalt sind grundsätzlich 3 Typen von Pflanzenarten von Bedeutung:

2.2.1. Pflanzenarten, die sich normalerweise durch Samen vermehren und weiterverbreiten.

Diesem Typ gehören die allermeisten Pflanzen an; praktisch alle landwirtschaftlich nutzbaren Wiesen- und Kulturpflanzen sind dabei. Sie alle werden durch eine aufwuchshemmende Bauweise sehr empfindlich getroffen. Wieso?

Samen keimen normalerweise an oder nahe der Bodenoberfläche. Ihre Wurzeln wachsen anschliessend auf der Suche nach Wasser von oben nach unten. Aufsteigende Bodenfeuchtigkeit und/oder eine genügende Wasserspeicherkapazität des Bodens ist für das weitere Wachstum lebensnotwendig.

Der Einsatz von Baumaterialien ohne Ton, Silt und Humus, und dies in genügender Schichtstärke, verspricht hier eine längerfristige Aufwuchsfreiheit. Es ist interessant festzustellen, dass dieselben Anforderungen auch an die Baumaterialien für ein langlebiges, stabiles Bauwerk gestellt werden.

In einem auf seiner ganzen Höhe sauberen Schotterbett können mangels Wasser, aber auch Licht und Reservestoffen, keine Samen zu einer Pflanze heranwachsen.

2.2.2. Problem-Pflanzenarten wie Ackerschachtelhalm und Schilf, die unterirdisch ins Schotterbett einwachsen.

Bezüglich ihrer Wasserversorgung wachsen sie immer von unten, wo genügend Wasser vorhanden ist, an die Oberfläche, wo sie mit ihren grünen Trieben das für die weitere Ausbreitung nötige Sonnenlicht einfangen. Sie können im Sommer problemlos durch einen trockenen Kieshaufen, Sickerbeton und -geröll wachsen.

Sie besitzen ein im Boden weit verzweigtes grossflächig zusammenhängendes Wurzelsystem, dank dem sie während Trockenperioden das lebensnotwendige Wasser in 1-2 Metern Tiefe oder nebenan beziehen können.

Bei ihnen zusagenden Wachstumsbedingungen breiten sie sich entsprechend üppig aus. Im Wurzelbereich benötigen sie keinen Sauerstoff. Sie sind deshalb vorwiegend in vernässten, lehmig-siltigen Böden anzutreffen, wo landwirtschaftlich nutzbare Wiesenpflanzen keine Chance haben.

Speziell Schilf benötigt nebst dem Wasser auch sehr viel Nährstoffe.

Ein üppiges Wachstum von Problempflanzen lässt an den meisten Orten auf schlechte Bodenverhältnisse schliessen.

Wollen wir den unterirdisch einwachsenden Problempflanzen das lebensnotwendige Wasser entziehen, ist dies bestenfalls durch den Bau tieferreichender Drainagen möglich.

Nebst dem vollständigen Austausch von ungeeignetem, mit Wurzelstücken von Schachtelhalm und Schilf kontaminiertem Bodenmaterial, bildet der Einbau von genügend starken, dichten und wurzelfesten Abdeckungen eine Möglichkeit.

Bedingung ist jedoch, dass diese Pflanzen im angrenzenden Landstreifen durch eine genügend starke Konkurrenzvegetation dauerhaft unterdrückt werden. Dadurch bleibt mangels der Bildung von Reservestoffen das seitliche Wachstum eingeschränkt.

2.2.3. Pflanzenarten wie Brombeeren und Waldreben, welche durch oberirdische Ausläufer ins Schotterbett einwachsen.

Sie sind nur durch regelmässige Pflege wie Mähen des gleisnahen Bereiches unter Kontrolle zu bringen.

3. Aufwuchshemmende Bauliche Verfahren

Unter den baulich/mechanischen Verfahren zur Vegetationskontrolle im Gleisbereich verdienen vor allem diejenigen Beachtung, welche das Pflanzenwachstum im Schotterbett nachhaltig zu hemmen vermögen - allen voran das **Abschneiden der Wasserversorgung** (Ursachenbekämpfung des Pflanzenwachstums).

3.1. Strassenbaumässiger Einbau von Asphalttragschichten

Eine unter dem Schotter eingebaute genügend mächtige kompakte Bitumenschicht stellt nicht nur eine gute Barriere gegen aufsteigende Bodenfeuchtigkeit dar, sie verhindert auch die Verschmutzung und das Aufweichen des Unterbaus durch eindringendes Niederschlagswasser. Das unterirdische Einwachsen von Problempflanzen ist schon deswegen praktisch ausgeschlossen, weil für Neubaustrecken die Eigenschaften des Untergrundes flächendeckend nachgewiesen werden müssen.

Das Verfahren entspricht bezüglich Aufwuchshemmung dem heutigen Stand der Technik. Diese aufwuchshemmende Bauweise ist von den SBB für Neubaustrecken festgelegt worden.

Auf eine entsprechend dimensionierte Bitumenschicht liesse sich auch eine sogenannt feste Fahrbahn ohne Schotter montieren. Das Problem der Unkrautfreiheit bekäme dadurch einen andern Stellenwert. Schotterlose Systeme sind in Tunnelabschnitten üblich.

3.2. Schotterreinigung

Für eine nachhaltige Unkrautfreiheit im Schotterbett stellt die perfekte Schotterreinigung bei trockenem Wetter eine der wichtigsten Massnahmen dar. In einem auf seiner ganzen Höhe sauberen, trockenen Schotterbett ist mit Ausnahme von unterirdisch und seitlich einwachsenden Problemarten, allen voran Ackerschachtelhalm und Schilf, kein Pflanzenwachstum möglich.

Es ist sehr wichtig, dass das Schotterbett nach Niederschlägen rasch abtrocknet. Schattenbäume bewirken das Gegenteil. Eine rasche und vollständige seitliche Entwässerung nach Niederschlägen verhindert auch das unerwünschte Aufweichen des Unterbaus.

Auch ein **dickeres Schotterbett** wirkt sich bis zu einem gewissen Grad aufwuchshemmend aus.

3.3. Bau von Sickerbetonriegeln

Ein seit 1991 im Bankettbereich von bestehenden Hauptlinien realisiertes Verfahren ist der Einbau von sogenannten Sickerbetonriegeln.

Sie haben unter anderem folgende Anforderungen zu erfüllen:

- gute Barrierewirkung gegen einwachsende Pflanzenarten und gute Begehbarkeit
- ungehinderte Entwässerung (Drainage) des Gleiskörpers

3.4. Seitliche Pflanzenbarrieren (Bankette, Randwege)

Wenn es nur darum geht, zwischen einer gut gepflegten Wiese und dem Schotterbett eine Pflanzenbarriere zu bauen, kommen nebst gut platzierten, soliden Kabelkanälen, Schwellen und Blockstufen, auch gut ausgebaute und gepflegte Kies-Bankette in Frage. All diese verschiedenen Typen von Pflanzenbarrieren dürfen aber die seitliche Entwässerung des Schotterbettes nicht behindern.

Dies ist möglich durch den Einbau von entsprechend dimensionierten grobkörnigen Entwässerungs- und Trennschichten im untern Teil des Bankettes. Zusammen mit einer verdichteten oberen Verschleisschicht aus feinerem Material erhalten wir ein für die meisten Pflanzenarten aufwuchshemmendes Bankett. Verdichtete glatte Bankettoberflächen haben den Vorteil, dass dort praktisch kein organisches Material liegen bleibt.

Dass der Grünbewuchs im Schotter normalerweise im Uebergangsbereich zum Bankett beginnt, ist wegen der geringeren Schotterüberdeckung nicht erstaunlich. Eine bauliche Erhöhung der Bankettoberkante könnte eine Verbesserung bedeuten. Die soliden Beton-elemente auf der Neubaustrecke Mattstetten schaffen diesbezüglich Abhilfe.

Auch durch die Wahl von extrem aufwuchshemmendem Bankettmaterial, wie Kies aus kalkfreiem Silikatgestein oder Splitt aus Recycling-Glas, liesse sich mit Ausnahme der unterirdisch einwachsenden Problempflanzen wie Schachtelhalm, Schilf und Japanischer Staudenknöterich eine längere Aufwuchsfreiheit erreichen.

3.5. Einbau von Folien im Bankettbereich

Der versuchsweise Einbau von geeigneten Folien war als alternative Möglichkeit gegenüber dem alljährlich 1-2maligen Jäten für den Bankettbereich von Gewässerschutzzonen gedacht. 1996 konnten in 3 verschiedenen Regionen insgesamt 500 Laufmeter realisiert werden.

Folien müssen armiert, unverrottbar und gegen Schachtelhalm und Schilf wurzelfest sein. Der Einbau von geeigneten Folien erweist sich gegen die meisten Pflanzenarten als sehr positiv. Schilf und Schachtelhalm, welche jedoch schon vor dem Folieneinbau aus dem Schotterbett emporwachsen, können durch diese Massnahme nicht mehr zurückgehalten werden.

4. Résumé

Depuis l'interdiction des herbicides de sol sur le territoire des chemins de fer en Suisse d'autres méthodes dites alternatives sont en discussion - des méthodes pour lutter contre les symptômes et des méthodes servant pour éliminer les causes de la prolifération verte.

Le thème "interactions sol - plante" se prête bien pour que l'on discute une fois sous l'aspect inverse: dans le ballast une croissance zero est demandé.

Le problème des différentes types de plantes selon leur approvisionnement en eau dans un ballast propre et les mesures constructives les plus importantes défavorables à la croissance sont discutés.

5. Literatur

Gisi U., Schenker R., Schulin R., Stadelmann F. und Sticher H., 1990: Bodenökologie. Thieme, Stuttgart-New York.

Müller Ch., 1997: Ausgewählte Verfahren zur Vegetationskontrolle auf Bahnanlagen (Kriterienkatalog). BUWAL, Bern. (in Vorbereitung)

Vom Datensatz zum Datenschatz

Franz Borer ¹⁾, Lorenz Ramseier ¹⁾, Claude Lüscher ²⁾, Ueli Blatter ³⁾, Marianne Knecht ⁴⁾, Andreas Ruef ⁴⁾, Martin Zürrer ⁵⁾ und Hans Pfister ⁶⁾

Résumé

Pour la protection de l'environnement, tout spécialement la protection des sols et de l'eau, les sols en forêts et les sols en friche ont autant d'importance que les sols agricoles.

Le canton de Soleure a pour but de dresser une carte des sols du canton; la cartographie est liée directement au système géographique d'informations du canton ("GISSO"): toutes les dates récoltées sont déposées dans le système d'information sol et son traitées là-même. Ainsi différentes cartes des sols peuvent être générées de façon simple. On arrive finalement à cartographier les sols bien plus rapidement et de façon plus large que par l'ancienne méthode. Du point de vue de l'organisation, un "manager" externe est désigné par la direction du projet du service de la protection des sols. Celui-ci s'occupe des travaux ensemble avec les bureaux privés de cartographie des sols. L'ajustement des dates dans le système d'information est l'affaire du canton.

Bodenkartierung als Basis des Informations-Systems Boden und des GIS

Das Konzept der Bodenkartierung im Kanton Solothurn von 1995 basiert darauf, dass Bodenkarten nebst der Beurteilung der land- und forstlichen Nutzungseignung auch den diversen Disziplinen des Umweltschutzes, in direkter Weise dem Bodenschutz und in indirekter Form u.a. dem Gewässerschutz dienen. Aber auch wichtige Bezüge zu Raumplanung und Geologie sind vorhanden. Die Kartierung wird direkt mit dem Geographischen Informationssystem des Kantons verknüpft: Alle erhobenen Daten werden im Informationssystem Boden (IS-Boden) abgelegt und können dort weiter genutzt werden (siehe Abb.).

Organisatorisch wird unter der Projektleitung des Amtes für Umweltschutz ein externes Projektmanagement bestimmt, das zusammen mit ebenfalls externen Bodenkartierungsbüros die Feldarbeiten verrichtet.

Zur Überprüfung dieses Konzeptes wurde im Jahre 1996 ein Pilotprojekt durchgeführt. Dieses sollte im praktischen Versuch aufzeigen, wie im Feld gewonnene Daten direkt in ein Felderfassungsgerät eingegeben werden können und mit Hilfe des IS-Boden Bodenkarten ausgedruckt und davon abgeleitete thematische Auswertungen vorgenommen werden können.

Das dazu gewählte rund 600 ha grosse Kartierungsgebiet wurde in drei etwa gleich grosse Lose aufgeteilt und von drei verschiedenen, auf Bodenkartierung spezialisierten Büros kartiert.

Nebst der bisher bekannten, mehr landwirtschaftsorientierten Methode, basierend auf den Vorgaben der Eidg. Forschungsanstalt Reckenholz, wurde auch ein mehr bodenschutzorientiertes Vorgehen ausprobiert. Die Auswertung der Erfahrungen und der Rapporte der Kartierfachleute führte zur Erkenntnis, dass das bisherige landwirtschaftsorientierte Verfah-

1) Amt für Umweltschutz, Abt. Bodenschutz, Baselstrasse 77, 4509 Solothurn

2) Arcoplan Lüscher+Pfister, Limmatauweg 9, 5408 Ennetbaden

3) Amt für Informatik SO / Digital AG, Gewerbestrasse 2, 4528 Zuchwil

4) Ambio, Wildbachstrasse 46, 8008 Zürich

5) envico AG, Gasometerstr. 9, 8031 Zürich

6) Steiner+Buschor AG, Gotthelfstrasse 52, 3401 Burgdorf

ren nicht allen Ansprüchen genügt: Es musste um einige wichtige Kriterien ergänzt werden, damit daraus eine auch für den Bodenschutz taugliche Grundlage entstehen konnte.

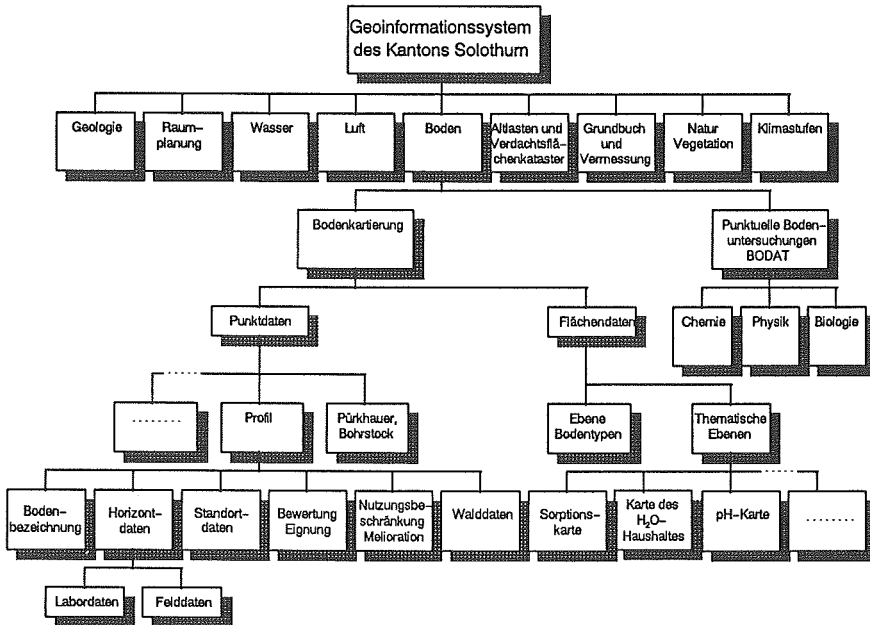


Abbildung: Einbettung der Boden-Daten in das Geo-Informationssystem des Kantons

Die Erfahrungen mit dem Felderfassungsgerät zeigten, dass dieses mit einer angepassten Programmierung soweit entwickelt werden kann, dass daraus ein sehr brauchbares Instrument zur Kartierung entsteht. Zudem ist davon auszugehen, dass bald leichtere und genauere Geräte zur Bestimmung der Standortkoordinaten (GPS) auf den Markt kommen, welche die Feldarbeit wesentlich erleichtern werden. Für geübte Kartierfachleute stehen somit nebst der bisherigen Kartengrundlage in Kürze sowohl ein taugliches Felderfassungsgerät als auch GPS-Geräte zur Verfügung.

Zusammen mit den Möglichkeiten des Informationssystems Boden (IS-Boden), nämlich die Bodenkarten auf einfache Art zu generieren und auszudrucken, kann die Bodenkartierung bei etwa gleichen Kosten insgesamt rascher und umfassender durchgeführt werden als dies bisher der Fall war.

Alle Resultate und Erfahrungen zum Pilotprojekt 1996 sind im AfU-Bericht Nr. 34 niedergelegt.

Literatur

Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn: Bodenkartierung Kanton Solothurn, Konzept. Berichte, Nr. 23, Dezember 1995.

Amt für Umweltschutz des Kantons Solothurn: Bodenkartierung Kanton Solothurn, Pilotprojekt; Schlussbericht. Berichte, Nr. 34, Januar 1997.

EFFECT OF TILLAGE INTENSITY ON THE ACTIVITY OF ARBUSCULAR MYCORRHIZAL FUNGI AND NUTRIENT CONCENTRATION IN MAIZE LEAVES IN TWO SOILS

A. Mozafar¹, H. Mehravaran², R. Ruh¹, T. Anken³, and E. Frossard¹

¹ *Institute of Plant Sciences, Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Eschikon Experiment Station, CH-8315 Lindau*

² *Department of Agronomy, College of agriculture, Uroumieh University, Uroumieh, Iran*

³ *Swiss Federal Research Station for Agricultural Economics and Engineering (FAT), CH-8356 Tänikon*

Relationships between different plowing intensities (no-till, chisel and conventional plowing) on the activity of mycorrhizal fungi in soil and nutrient content in maize was studied. Samples of maize (*Zea mays*) plants were collected at different times during the 1996 growing season from two sites (Hausweid with sandy loam and Langwiese with clay loam soil) subjected to different long-term tillage intensities at the Tänikon Experiment Station. The degree of root colonization by the indigenous mycorrhizal fungi and the concentration of several mineral nutrients in the leaves were determined. Soil samples were also taken and pot-cultures were established for identification of fungi present in these soils. Even 23 days after planting, and throughout the rest of the growing season, maize roots were much more heavily colonized by the mycorrhizal fungi in the no-till plots as compared with plants in the chiseled or plowed plots. The relative effects of plowing intensity on the nutrient concentration in the leaves, however, changed during the growing season and was different in the two locations. In location Hausweid, for example, at 43 days after planting the concentrations of P, Cu and Zn were higher and that of Mn was lower in leaves of plants in the no-till plots as compared with those in the plowed plots. Measurements of spore-size spectrum in these soils showed that an apparent shift towards smaller spores in the no-till plots as compared to plowed plots. Whether this shift signifies a change in the population of mycorrhizal fungi brought about by the plowing intensities is not certain at this time.

Jahresbericht / Rapport d'activités 1996

Le bon climat général qui règne à la SSP a permis de mettre sur pied de nombreuses activités, traditionnelles ou ponctuelles, depuis le dernier rapport d'activité. Je les passe brièvement en revue.

Le **14 mars 1996** a eu lieu notre **Assemblée générale annuelle** à Champittet (environ 30 participants), qui a vu la nomination au comité du Dr Franz Borer, de Soleure, en remplacement de Mme E. Marendaz, arrivée au terme de ses six ans d'activité. L'Assemblée a été précédée d'une sortie de découverte scientifique dans les marais de la Rive sud du lac de Neuchâtel, la Grande Cariçaie. Le lendemain a eu lieu à Yverdon la **Journée scientifique** (75 participants), qui portait sur le thème « Changements dans l'utilisation du sol ». Le Comité avait décidé à cette occasion de développer un thème « à cheval » entre la pédologie fondamentale et la pédologie appliquée. Le but a été parfaitement atteint, surtout si on juge aussi cette journée en relation thématique avec l'excursion d'automne, consacrée volontairement en partie au même sujet, mais de manière concrète. Un aspect malheureusement moins réussi fut l'exposition de posters, en raison des conditions matérielles « limites » et du manque de temps. Ce second point est dû à l'éloignement d'Yverdon pour beaucoup de participants, ce qui a contraint à un horaire très - trop - serré! J'assume la responsabilité de cette situation, qui est en partie due à notre volonté de visiter l'ensemble de la Suisse. J'aimerais dire aux personnes qui ont préparé des posters pour Yverdon que j'ai compris la frustration de certains de ne pas avoir pu expliquer leur travail dans de bonnes conditions et que je leur présente mes excuses.

Les **30 et 31 août 1996**, l'**excursion annuelle** a réuni une soixantaine de participants dans le Mittelland et le Seeland. Le programme a permis de discuter des nouvelles techniques d'utilisation des sols, qui visent à une meilleure protection de ces derniers. De très belles démonstrations ont été préparées et effectuées dans différents lieux de la visite, sous la coordination principale de Moritz Müller. En raison des pluies qui ont arrosé la région les jours précédant l'excursion, toutes les démonstrations, machines agricoles comprises, ont dû être déplacées *in extremis* de Rüti à Witzwil. Nous avons ici été grandement aidés par plusieurs Institutions qui se sont occupées de ces aspects appliqués de la pédologie, en particulier la Protection des sols du canton de Berne et la Station de Reckenholz. Mais la pédologie fondamentale n'a pas été oubliée: une très belle station forestière a été visitée près de Berthoud, dont nous avons pu discuter la végétation, l'exploitation forestière et le sol, grâce à une excellente préparation du WSL/FNP de Birmensdorf (Peter Lüscher et coll.). Globalement, ces deux jours dans le Mittelland, épargnés par la pluie mais un peu frais, ont été très appréciés par les participants. L'équilibre auquel nous tenons entre les aspects scientifiques de notre science et son application a été excellent lors de cette excursion.

Le 8 octobre a eu lieu à Zürich la **réunion annuelle de l'ASSN**. La SSP y a participé de manière « classique », avec une journée scientifique de communications et de posters. Si la qualité scientifique de la journée a été relevée par tous comme excellente, la participation des membres de la Société pas été à la hauteur des espérances. Le Comité a donc décidé de réfléchir sur les modalités de notre participation à ces journées annuelles de l'ASSN. Les difficultés que nous avons à ce sujet sont les mêmes chez beaucoup d'autres Sociétés, dont les membres sont surchargés de réunions et autres séances durant l'année. Ils préfèrent alors, comme chez nous, participer aux activités propres à la Société.

Si l'assemblée de la SSP, l'excursion annuelle et l'assemblée de l'ASSN sont les points forts de notre activité, plusieurs **autres aspects** méritent d'être relevés:

- les nombreuses réunions des groupes de travail, qui démontrent un engagement très actif et apprécié de leurs membres;
- les consultations auxquelles nous avons répondu: limites de concentrations pour l'atrazine, projet LABIS (Landwirtschaftliches Bodeninformationssystem), etc.;
- la participation à une réunion de l'ASSN au sujet des relations entre celle-ci et les Sociétés scientifiques membres;
- l'édition des Communications et du Bulletin;
- une séance du comité avec une journaliste scientifique, Mme Wegmann, pour discuter de notre positionnement et de notre impact dans les médias;
- la mise au point d'un projet de Banque de Données sur la Documentation pédologique suisse;
- les réponses à des demandes diverses de subventionnement pour des Congrès.

Les relations internationales ont surtout été entretenues directement par les membres, de manière individuelle. Il en ira un peu différemment en 1997-98, avec l'organisation du **Congrès mondial de Science du sol** à Montpellier, auquel notre Société prend une part active, en particulier par son représentant, Peter Lüscher.

Neuchâtel, le 13.3.1997, le président, J.-M. Gobat

Berichte der Arbeitsgruppen

Arbeitsgruppe "Bodenklassifikation und Nomenklatur"

Tätigkeitsbericht 1996/97

Seit der letzten Jahresversammlung hat die Arbeitsgruppe zwei Exkursionen und eine Arbeitssitzung durchgeführt.

Die erste Exkursion fand am 21. August 1996 als Vorexkursion der BGS-Herbsttagung im Berner und Solothurner Mittelland statt. Eine kurze administrative Sitzung ergänzte diese Exkursion. Anlässlich der Hauptexkursion im selben Gebiet konnte der neue Bodenschlüssel allen Teilnehmerinnen und Teilnehmern verteilt werden. Mit dem Herbstversand konnten später alle BGS-Mitglieder mit dem Schlüssel beliefert werden. Momentan ist eine französische Uebersetzung des Schlüssels in Bearbeitung, die Abgabe an die BGS-Mitglieder ist auf den Zeitpunkt der Jahresexkursion 1997 geplant.

Die zweite Exkursion führte die Arbeitsgruppe am 2. Oktober 1996 in den Raum Ermatingen, wo die Profile der DBG-Exkursion vom Herbst 1997 diskutiert wurden. Auch auf dieser Exkursion fand eine kurze administrative Sitzung statt.

Anlässlich der Arbeitssitzung vom 15. Januar 1997 einigte sich die Gruppe auf einen Wechsel bei der Leitung der Arbeitsgruppe: Der Vorsitz geht anlässlich der Jahresversammlung 1997 in Solothurn von P. Fitze, der die Arbeitsgruppe seit 1992 geleitet hat, an J. Presler über bzw. zurück. Die Gruppe wird sich in nächster Zeit intensiv mit der FAO-Nomenklatur auseinandersetzen.

Es liegt mir daran, allen Mitgliedern der Arbeitsgruppe für ihren sehr aktiven Einsatz im vergangenen Jahr zu danken. Die Gruppe ist im Lauf des letzten Jahres kleiner geworden, 1996 haben die beiden langjährigen Mitglieder Erwin Frei und Ernst Alther ihren Austritt aus der Arbeitsgruppe bekanntgegeben. Es ist zu hoffen, dass in der Arbeitsgruppe in nächster Zeit wieder eine Auffüllung und Verjüngung stattfinden wird.

Zürich, 13. März 1997

Peter Fitze

Jahresbericht 1996 der Arbeitsgruppe Lysimeter der BGS

Die AGr Lysimeter hat beschlossen, jährlich nur noch 1 Sitzung abzuhalten. Sie wird bis auf weiteres immer im Herbst durchgeführt. 1996 fand die Sitzung am 4. Oktober an der Forschungsanstalt WSL in Birmensdorf statt.

Folgende Themen wurden 1996 behandelt:

Lysimeterexkursion 1996 der österreichischen Arbeitsgruppe Lysimeter

J. Nievergelt vertrat die Interessen der AGr Lysimeter. Durch verschiedene Gesetzesänderungen und Verordnungen im Umwelt- und Gewässerschutzbereich werden in Österreich vermehrt Lysimeteranlagen gebaut und Versuche und Projekte durchgeführt.

Zentrale Lysimeterdatensammlung

Die Datensammelstelle am GI der ETHZ, Abteilung Hydrologie (Prof. Dr. H. Lang) ist unter Leitung von L. Menzel ab 1.1.95 für die Datenaufnahme formell eröffnet worden. Die Daten von mehreren schweizerischen Lysimeteranlagen werden dort jährlich nachgeführt und ausgewertet.

Sickerwasseranalysen

35 Proben werden im Winter 96/97 noch analysiert. J. Nievergelt stellt die Resultate aller Proben an der Herbstsitzung 97 vor.

Exkursion

Anschliessend an die Herbstsitzung vom 4. Oktober wurde die Lysimeteranlage an der FA WSL in Birmensdorf besichtigt. Herr W. Landolt, WSL, Miterbauer und Projektmitarbeiter der Versuchsanlage, orientierte uns über die Zielsetzungen der Versuche in dieser Anlage, speziell unter Berücksichtigung des Pflanzenwachstums bei CO₂-Begasung. Frau M. Sonnleitner, ITÖ, erklärte uns die Versuchsanordnung der Messinstrumente zur Erfassung des Wasser-Regimes in diesem Projekt. Sie präsentierte uns anschliessend erste Ergebnisse.

Administration

Zur Zeit nehmen 12 Mitglieder regelmässig an den Aktivitäten der AGr-Lysimeter teil.

Zukünftige Aktivitäten

Die nächste Sitzung findet am 31.10.97 an der Ingenieurschule Burgdorf statt, wo wir die Versuchsanlage für Dachbegrünung studieren möchten.

An der Herbstversammlung 97 der AGr Lysimeter wird darüber diskutiert, in welchem Rahmen wir die Resultate des Sickerwasserversuches veröffentlichen wollen.

Für 1998 ist vorgesehen, eine Lysimetertagung im nationalen Rahmen durchzuführen.

Zürich, den 3. Februar 1997

Jakob Brändli

BULLETIN BGS - HINWEISE FÜR AUTOREN**1. Allgemeines, Schriftgrösse, Papier**

Alle Beiträge sind als **druckfertige Vorlagen** abzuliefern. Sie werden direkt ab diesen Vorlagen reproduziert und dabei **von A4 auf A5 verkleinert**. Bei der Wahl der Schriftgrösse ist auf diesen Umstand Rücksicht zu nehmen: **in der Vorlage sollten Grossbuchstaben nur ausnahmsweise kleiner als 2,5 mm, nie aber kleiner als 1,5 mm sein.**

Für die Vorlagen ist **ausschliesslich weisses Papier** zu verwenden.

2. Umfang der Arbeit

Texte zu Referaten: Maximal 6 Seiten; in begründeten Ausnahmefällen maximal 8 Seiten.

Texte zu Postern: Maximal 4 Seiten.

Aus drucktechnischen Gründen ist eine **gerade Seitenzahl** erwünscht.

3. Satzspiegel, Schriftbild, Zeilenabstand

Satzspiegel, Seitenränder (Format A4): oben: 2,5 cm;
 unten: 2 cm;
 links und rechts: 2 cm.

Der innerhalb dieses Rahmens liegende Platz soll voll ausgenützt werden.

Zeilenabstand: 1.

Schrifttyp: PC: Courier IBM 12, Helvetica 12 oder ähnlich;
 Schreibmaschine: Letter Gothic 12 oder ähnlich.

Bitte Schrift nicht mit Raster unterlegen!

4. Tabellen

- Kleinere Tabellen im Hochformat.
- Grössere Tabellen im Querformat.
- Extrem grosse Tabellen ausnahmsweise auf 2 Seiten aufteilen; linke Hälfte: gerade Seitenzahl; rechte Hälfte: ungerade Seitenzahl.
- Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.
- Die Titel zu den Tabellen stehen **über** den Tabellen. Enthält der Text mehrere Tabellen, sind diese fortlaufend zu numerieren.

5. Abbildungen

Die Abbildungen (Figuren) sind dort, wo sie im Druck erscheinen sollten, in den Text zu integrieren.

Bei der Wahl von Schriftdicke und Schriftgrösse ist der Verkleinerung beim Druck Rechnung zu tragen. Schriftgrösse: Gleich wie im Text, siehe unter 1.

Die Titel zu den Abbildungen stehen **unter** den Abbildungen.

Raster: Bei Graphiken bitte möglichst grobe, unterschiedliche Raster verwenden. Zu feine Raster erscheinen im Druck häufig entweder schwarz oder weiss.

Fotos: Nur in Ausnahmefällen und nach Rücksprache mit dem Redaktor.

Hinweise für Autoren, Fortsetzung

6. Zusammenfassung

Bei deutschen Texten ist eine französische, bei französischen Texten eine deutsche Zusammenfassung erforderlich.
Eine englische Zusammenfassung ist wünschenswert.

7. Literatur

Im Text: ... (AUTOR(EN), Jahrzahl) ...

Im Verzeichnis: alphabetisch aufführen

Beispiel:

SOLDATINI, G.F., RIFFALDI, R., and LEVI-MENZI, R., 1976: Pb Adsorption by soils. Water, Air and Soil Pollution 6, 111-118.

8. Gestaltung der ersten Seite

siehe Abbildung

Titel der Arbeit (fett oder GROSSBUCH-
STABEN, nicht unterstrichen)

AUTOR(EN)
Institut, Forschungsanstalt, Adresse

1. Kapitel (nicht unterstrichen)

1.1. Unterkapitel (nicht unterstrichen)

Textbeginn ...

Auf der ersten Seite, am unteren
Seitenrand, muss für die Fussleiste,
welche von der Redaktion eingefügt wird,
2 cm Platz frei bleiben. Bitte keine
Linien anbringen.

